

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

LE TAUX DE CROISSANCE DES POISSONS PRÉDATEURS : UN
INDICATEUR POUR INTÉGRER LES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX ET
BIOLOGIQUES CONTRÔLANT LES CONCENTRATIONS DE MERCURE
DANS LEUR CHAIR.

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

MÉLYSSA LAVIGNE

JANVIER 2007

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

Notre peur la plus profonde n'est pas que nous ne soyons pas à la hauteur. Notre peur la plus profonde est que nous sommes puissants au-delà de toute limite. C'est notre propre lumière et non pas notre obscurité qui nous effraie le plus. Nous nous posons la question : Qui suis-je, moi, pour être brillant, talentueux et merveilleux?

En fait, qui êtes-vous pour ne pas l'être? Vous êtes un enfant de Dieu. Vous restreindre et vivre petit ne rend pas service au monde. L'illumination n'est pas de vous rétrécir pour éviter d'insécuriser les autres. Nous sommes nés pour rendre manifeste la gloire de Dieu qui est en nous. Elle ne se trouve pas seulement chez quelques élus : elle est en chacun de nous, et au fur et à mesure que nous laissons briller notre propre lumière, nous donnons inconsciemment aux autres la permission de faire de même. En nous libérant de notre propre peur, notre présence libère automatiquement les autres...

-Marianne Williamson

[*Return to Love* écrit par Marianne Williamson, extrait du discours prononcé par Nelson Mandela au moment de son intronisation à la présidence de la République de l'Afrique du Sud en 1994]

*“ You can't go west forever. Not, at any rate, if you want satisfaction. To be satisfied, to expand, you must **first be where you are, and do what you're doing** no matter where you are and what you are doing. ”*

–Werner Erhard

[*Werner Earhart : The transformation of a man, the foundation of EST* par William Warren Bartley III]

AVANT-PROPOS

Le cœur de ce mémoire de maîtrise intitulé «Le taux de croissance des poissons prédateurs : un indicateur pour intégrer les facteurs biologiques et environnementaux contrôlant les concentrations de mercure dans leur chair» est présenté sous la forme d'un article scientifique qui sera traduit en anglais et soumis pour publication au *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*.

À titre de candidate à la maîtrise, j'ai constitué la base de données, j'ai procédé aux 900 analyses de mercure liées à l'échantillonnage de poissons réalisé par le COMERN au cours de l'été 2004. J'ai aussi effectué le traitement des données et le traitement statistique, à l'exception des modèles de von Bertalanffy et des régressions polynomiales avec variables indicatrices qui ont été réalisés par Michel Simoneau. Enfin, j'ai rédigé l'article à titre de première auteure sous la tutelle de Marc Lucotte, directeur de recherche, qui en est le premier coauteur. Les autres coauteurs sont : Serge Paquet, qui m'a assistée sous divers aspects, particulièrement l'accomplissement des analyses statistiques et Steve Garceau qui m'a conseillée et appuyé au début du projet.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier Marc Lucotte qui a choisi de croire en moi, alors que mon projet initial de maîtrise échouait sur les côtes d'une grande île de l'Océan Indien. Merci, Marc, de m'avoir permis de mener à terme mes études de maîtrise. J'ai beaucoup apprécié de faire partie de la grande équipe du COMERN. Merci aussi de ton ouverture d'esprit, de ton immense passion et de tes grands rêves.

J'aimerais souligner l'assistance dynamique de Steve Garceau, le « poissonnologue », ton initiative et tes idées étaient toujours plus appréciées les unes que les autres. De même, Isabelle Rheault et Serge Paquet, votre patience et votre assistance dévouée ne peuvent s'analyser, ni se calculer ! Merci à Michel Simoneau qui a réalisé les différents modèles. Merci infiniment à Jean-François Fortin et encore à Serge Paquet qui m'ont libérée des différentes prisons de l'informatique. Et un merci tout spécial à Delaine Sampaio Da Silva qui m'a offert son amitié et ses conseils judicieux.

J'aimerais également témoigner ma gratitude envers Dr Normand Larivière, vétérinaire et directeur du département de biomédecine vétérinaire de même que professeur à l'Université de Montréal. Le Dr Larivière est extrêmement dévoué envers les étudiants et il est un amoureux de la nature et de la planète tout entière. Merci *papi Normi* d'un engagement et d'un appui constants et sans pareils.

Merci à Patrick Béron, Jean Maharavo, Vero et Marcellin Nasinto, Gisèle Bakari et Monica Tombolahy qui m'ont assistée dans la première partie du périple qui m'a permis de me buter aux multiples pierres d'achoppement et aux dédales de l'environnement dans un pays en voie de développement.

Merci tout particulièrement à l'équipe des animateurs de présentation du *Forum de Landmark*, notamment Sylvie Breton, Simon Roy, Isabelle Bélisle, Pascale Langlois et Caroline Gauthier. Ils et elles m'ont soutenu et m'ont permis de me générer à partir d'un espace de possibilité, de contribution et de création issue du néant.

Je me dois certes de souligner que j'ai obtenu, sous la forme de ressources financières, matérielles et humaines, le concours des organismes suivants : Réseau collaboratif de recherche sur le mercure (COMERN), Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), Hydro-Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) et ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF).

Enfin, j'aimerais remercier ma famille et toutes mes amies aussi bien que tous mes amis, qui tous constamment me choisissent comme et telle que je suis. Je vous aime!

En bref, merci à vous tous et toutes!

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS.....	III
LISTE DES TABLEAUX.....	IX
LISTE DES FIGURES	X
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	XI
LISTE DES SYMBOLES.....	XI
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CHAPITRE I.....	16
RÉSUMÉ	17
<i>ABSTRACT</i>	18
INTRODUCTION	19
MATÉRIEL ET MÉTHODES	24
Constitution de la base de données.....	24
Zone d'étude.....	25
Échantillonnage des poissons.....	25
Détermination de l'âge des poissons	27

Analyses de mercure	27
Longueurs standardisées des poissons.....	29
Âge prédit des poissons en fonction de leur longueur	30
Concentrations de Hg prédites en fonction de la longueur des poissons	31
Analyses de corrélation entre les concentrations de Hg prédites et les âges prédits pour une longueur standardisée de poisson	32
Concentrations de Hg prédites et âges prédits selon la latitude et la région hydrographique	33
Logiciels statistiques	34
RÉSULTATS	35
Étendue de la base de donnée	35
Détermination des longueurs standardisées.....	35
Courbes de croissance et concentrations de Hg en fonction de la longueur	36
Corrélations multiples entre les $[Hg]_{Lstd}$, les \hat{Ages}_{Lstd} et la latitude.....	43
Distribution des $[Hg]_{Lstd}$ et des \hat{Ages}_{Lstd} selon les régions hydrographiques.	43
Concentrations de Hg dans la chair des poissons en fonction de la croissance	45
DISCUSSION	52
Variabilité des taux de croissance.....	53
Concentration de Hg dans la chair et taux de croissance.....	54
Le cas particulier des touladis.....	60
L'efficacité de croissance.....	61

Toxicologie du Hg et croissance des poissons	63
Facteurs affectant simultanément la croissance et les teneurs en mercure des poissons	66
GLOSSAIRE	72
ANNEXE A : Espèces de poissons à l'étude	74
ANNEXE B : Description des lacs et des pêches.	75
ANNEXE C : Paramètres de la courbe de croissance de von Bertalanffy.	81
ANNEXE D : Paramètres de la régression polynomiale avec variables indicatrices.	87
ANNEXE E : Diagrammes de dispersion pour les populations de dorés jaunes.	93
ANNEXE F : Diagrammes de dispersion pour les populations de grands brochets.	114
ANNEXE G : Diagrammes de dispersion pour les populations de touladis.	136
BIBLIOGRAPHIE.....	154

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Paramètres (a , b et c) de la régression polynomiale (Formule 2) et paramètres (L_{∞} , K et t_0) du modèle de croissance de von Bertalanffy (Formule 1) ainsi que les concentrations de mercure prédites ($[Hg]_{Lstd}$) et les âges prédits (\hat{Age}_{Lstd}) associés, pour trois populations de dorés jaunes (<i>Sander vitreus</i>), de grands brochets (<i>Esox lucius</i>) et de touladis (<i>Salvelinus namaycush</i>) sélectionnées.....	37
Tableau 2	Corrélations multiples pour les dorés jaunes (<i>Sander vitreus</i>), les grands brochets (<i>Esox lucius</i>) et les touladis (<i>Salvelinus namaycush</i>), exprimées par les valeurs des coefficients de corrélation $r_{pearson}$	44

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation des lacs à l'étude.	26
Figure 2	a) Concentrations de Hg total dans la chair en fonction de la longueur et régressions polynomiales avec variables indicatrices et, b) longueur en fonction de l'âge et courbes de croissance de von Bertalanffy pour les dorés jaunes (<i>Sander vitreus</i>) dans trois lacs québécois.	38
Figure 3	a) Concentrations de Hg total dans la chair en fonction de la longueur et régressions polynomiales avec variables indicatrices et, b) longueur en fonction de l'âge et courbes de croissance de von Bertalanffy pour les grands brochets (<i>Esox lucius</i>) dans trois lacs québécois.	39
Figure 4	a) Concentrations de Hg total dans la chair en fonction de la longueur et régressions polynomiales avec variables indicatrices et, b) longueur en fonction de l'âge et courbes de croissance de von Bertalanffy pour les touladis (<i>Salvelinus namaycush</i>) dans trois lacs québécois.	40
Figure 5	Comparaison des concentrations de Hg prédites aux longueurs standardisées (a) et des âges prédits aux longueurs standardisées (b) entre les différents groupes de régions hydrographiques pour les dorés jaunes (<i>Sander vitreus</i>), les grands brochets (<i>Esox lucius</i>) et les touladis (<i>Salvelinus namaycush</i>).	46
Figure 6	Concentrations de Hg total prédites ($mg \times kg^{-1}$) en fonction de l'âge prédit (années) à la longueur standardisée de 375 mm pour les dorés jaunes (<i>Sander vitreus</i>) dans les différents plans d'eau à l'étude.	47
Figure 7	Concentrations de Hg total prédites ($mg \times kg^{-1}$) en fonction de l'âge prédit (années) à la longueur standardisée de 675 mm pour les grands brochets (<i>Esox lucius</i>) dans les différents plans d'eau à l'étude.	48
Figure 8	Concentrations de Hg total prédites ($mg \times kg^{-1}$) en fonction de l'âge prédit (années) à la longueur standardisée de 550 mm pour les touladis (<i>Salvelinus namaycush</i>) dans les différents plans d'eau à l'étude.	49

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

AMR	Axe majeur réduit.
COMERN	Réseau collaboratif de recherche sur le mercure / Collaborative mercury research network.
CRSNG	Conseil national de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada.
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
MRNF	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec.
OMS/WHO	Organisation Mondiale de la Santé / World Health Organisation.
USEPA	United States Environmental Protection Agency

LISTE DES SYMBOLES

Hg	Mercure élémentaire dans le tableau périodique des éléments.
Hg ⁰	Symbole chimique utilisé pour indiquer la forme élémentaire et neutre du mercure.
Hg ^{II}	Symbole chimique utilisé pour indiquer l'état d'oxydation positif (cationique) ou réactif du mercure.
MeHg	Méthylmercure
[Hg]	Concentration de mercure ($mg \times kg^{-1}$)
L _{std}	Longueur standardisée (mm)
Âge _{Lstd}	Âge prédit à longueur standardisée (années)
[Hg] _{Lstd}	Concentration de mercure prédite à longueur standardisée ($mg \times kg^{-1}$)
r^2	Coefficient de détermination
$r_{pearson}$	Coefficient de corrélation de Pearson

RÉSUMÉ

Ce mémoire de recherche s'attarde à la problématique du mercure et a été rendu possible grâce au Réseau collaboratif de recherche sur le mercure (COMERN) qui achève la dernière année de son mandat. Le mandat du COMERN était de décrire et de prédire le comportement de ce métal lourd dans les écosystèmes et son intégration à la chaîne alimentaire, de comprendre l'impact de la contamination par le mercure sur les ressources halieutiques, la faune et la santé humaine, et de collaborer avec les communautés à l'élaboration de perspectives de solutions.

À l'exception du mercure d'origine occupationnel, la principale source de mercure pour le corps humain provient de la consommation de poissons. Plusieurs travaux de recherche portant sur la problématique du mercure (Hg), réalisés au sein et à l'extérieur du COMERN, ont tenté de trouver des facteurs clés permettant d'expliquer la variation des concentrations de Hg dans la chair des poissons issus de différentes populations ou de divers écosystèmes aquatiques. Cependant, la croissance, comme facteur biologique, a reçu peu d'attention des scientifiques. Récemment, une étude a démontré une relation inverse importante entre les concentrations de Hg dans la chair des poissons et leur taux de croissance, et ce pour douze populations de dorés jaunes au Québec. Dans la présente étude, nous étendons les observations à un grand nombre de populations de poissons et à trois différentes espèces. En effet, nous examinons la relation entre les concentrations de Hg dans la chair de 54 populations de dorés jaunes (*Sander vitreus*), 52 populations de grands brochets (*Esox lucius*) et 35 populations de touladis (*Salvelinus namaycush*) à travers le Québec.

Pour ce faire, une importante base de données a été construite à partir de données recueillies d'Hydro-Québec, du Réseau collaboratif de recherche sur le mercure et du Ministère de l'environnement du Québec. Les concentrations de Hg en fonction de la longueur ont été décrites grâce à des régressions polynomiales avec variables indicatrices alors que les croissances des poissons (longueurs totales en fonction de l'âge) ont été représentées grâce au modèle de croissance de von Bertalanffy. Les concentrations de Hg estimées pour les dorés jaunes, les grands brochets et les touladis, à des longueurs standardisées respectives de 375 mm, 675 mm et 550 mm, ont ensuite été corrélées avec les âges estimés à cette longueur pour chacune des populations. Lorsqu'une corrélation existait entre les variables, une régression de modèle II, l'axe majeur réduit, a ensuite été effectuée pour décrire la relation. Les concentrations de Hg dans la chair étaient significativement corrélées avec les âges estimés pour les dorés jaunes ($r^2=0,549$; $p<0,001$) et les grands brochets ($r^2=0,271$, $p<0,001$, $n=52$; $r^2=0,471$, $p<0,001$, $n=49$, alors qu'aucune corrélation entre ces variables n'a été observée pour les touladis ($r_{\text{pearson}}=0,1837$; $p<0,2907$).

RÉSUMÉ

Plusieurs travaux de recherche portant sur la problématique du mercure (Hg) ont tenté de trouver des facteurs clés permettant d'expliquer la variation des concentrations de ce métal dans la chair des poissons issus de différentes populations ou de divers écosystèmes aquatiques. Cependant, la croissance, comme facteur biologique, a reçu peu d'attention des scientifiques. Récemment, une étude a démontré une relation inverse importante entre les concentrations de Hg dans la chair des poissons et leur taux de croissance, et ce pour douze populations de dorés jaunes au Québec. Dans la présente étude, nous étendons les observations à un grand nombre de populations de poissons et à trois différentes espèces. Nous examinons la relation entre les concentrations de Hg dans la chair de 54 populations de dorés jaunes (*Sander vitreus*), 52 populations de grands brochets (*Esox lucius*) et 35 populations de touladis (*Salvelinus namaycush*) à travers le Québec. Une importante base de données a été construite à partir de données recueillies d'Hydro-Québec, du Réseau Collaboratif de Recherche sur le Mercure et du Ministère de l'Environnement du Québec. Les concentrations de Hg en fonction de la longueur ont été décrites grâce à des régressions polynomiales avec variables indicatrices alors que les croissances des poissons (longueurs totales en fonction de l'âge) ont été représentées grâce au modèle de croissance de von Bertalanffy. Les concentrations de Hg estimées pour les dorés jaunes, les grands brochets et les touladis, à des longueurs standardisées respectives de 375 mm, 675 mm et 550 mm, ont ensuite été corrélées avec les âges estimés à cette longueur pour chacune des populations. Lorsqu'une corrélation existait entre ces variables, une régression de modèle II, l'axe majeur réduit, a été effectuée pour décrire la relation. Les concentrations de Hg dans la chair étaient significativement corrélées avec les âges prédits pour les dorés jaunes ($r^2=0,549$; $p<0,001$) et les grands brochets ($r^2=0,271$, $p<0,001$, $n=52$; $r^2=0,471$, $p<0,001$, $n=49$), alors qu'aucune relation entre ces variables n'a été observée pour les touladis ($r_{\text{pearson}}=0,1837$; $p<0,2907$). Ces résultats suggèrent fortement que les populations de dorés jaunes et de grands brochets à croissance rapide auront des concentrations de Hg plus basses que les populations à croissance lentes. À l'inverse, pour les touladis de longueur standardisée, les concentrations de Hg dans la chair seraient indépendantes de leur taux de croissance. Il sera important de considérer les effets du taux de croissance sur les concentrations de Hg dans la chair des dorés jaunes et des grands brochets. En effet, dans le cadre de la prise de décision, et de la gestion des écosystèmes et des pêcheries, tout facteur pouvant affecter la croissance de ces espèces pourra de même altérer les concentrations de Hg dans leur chair. De plus, le taux de croissance, comme indicateur intégrateur de facteurs environnementaux multiples, pourra s'avérer un outil important lors d'études couvrant de larges territoires.

Mots clés : Mercure, taux de croissance, dorés jaunes, grands brochets, touladis, Québec.

ABSTRACT

In the past, environmental research on the mercury issue has been actively looking for key factors regarding fluctuations of mercury (Hg) concentrations in fish between diverse aquatic ecosystems and populations. However, growth, as a biological factor, has received little attention. A recent study demonstrated an inverse relationship between Hg concentrations in fish and fish growth rates for 12 walleye populations in Québec. In this research, we extend the observations to a large number of populations and to different species; we examine the relationship between fish growth rate and fish Hg concentrations in 54 walleye populations (*Sander vitreus*), 52 northern pike populations (*Esox lucius*) and 35 lake trout populations (*Salvelinus namaycush*) throughout Québec. A large database, merging data from Hydro-Québec, the Collaborative Mercury Research Network and the Québec Ministry of Environment was used. Hg concentrations vs. length was described using polynomial regressions with indicator variables, while fish growth (lengths vs. ages) were estimated using the von Bertalanffy growth model. Predicted values of Hg concentrations in walleye, northern pike and lake trout for a standardized length (375 mm, and 675 mm and 550 mm respectively) were then related to the predicted age at the given standardized length for each population. Then, a model II regression, the ranged major axis, was performed to describe the relationship between those variables. Growth rates were significantly correlated to Hg concentrations in walleye ($r^2=0.549$, $p<0.001$) and northern pike ($r^2=0.271$, $p<0.001$, $n=52$; $r^2=0.471$, $p<0.001$, $n=49$), whereas no relationship was observed in lake trout ($r_{\text{pearson}}=0.1837$, $p<0.2907$). This strongly suggests that faster-growing walleyes and northern pikes will have lower Hg concentrations than slower-growing fish at a given length. On the other hand, for standardized length lake trout, Hg concentrations would be independent of the fish growth rates. Changes in fish growth rates could definitely alter Hg concentrations in the muscle of these two species. For decision-making and ecosystem management purposes, especially in fisheries management, it is important to consider the effect of fish growth rates on Hg concentrations in walleye and northern pike. Fish growth rates appear as an indicator accounting for multiple factors present in the environment and can be very useful in studies covering large territories.

Keywords : Mercury, fish growth rates, indicator, walleye, lake trout, northern pike, lakes, Québec.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Dans un rapport synthèse sur les écosystèmes et la santé humaine, Corvalan *et al.* (2005) soulignent comment les différents constituants du bien-être humain soit : la sécurité, les matériaux de base pour vivre, la santé, les relations sociales et la liberté de choix et d'action, présentent une dépendance plus ou moins étroite avec les services écosystémiques. Les services écosystémiques, ce sont les conditions et les processus à travers lesquels les écosystèmes naturels et les espèces qui les constituent soutiennent et comblent la vie humaine (Daily, 1997). En outre, Costanza *et al.*, (1997) ont tenté de répertorier les services écosystémiques planétaires et d'en estimer la valeur monétaire. Ils ont obtenu une valeur monétaire annuelle entre 16 000 et 54 000 milliards de dollars américains, un chiffre qui, pour le moins, indique l'importante contribution des écosystèmes au bien-être humain sur cette planète. Par ailleurs, Corvalan *et al.*, (2005) indiquent que plus les impacts des activités humaines se font sentir sur les écosystèmes et plus leur résilience intrinsèque au changement est réduite. Or, lorsque le seuil de changement imposé à un écosystème est dépassé, la récupération des services écosystémiques est généralement lente, coûteuse et parfois impossible. Malheureusement, au vingt et unième siècle, les impacts anthropiques ont une plus grande portée et sont plus généralisés qu'auparavant (Costanza et Jorgensen, 2002).

Les écosystèmes aquatiques sont parmi les plus importants et les plus productifs de la planète et fournissent entre autres, la ressource piscicole. Cette ressource, à son tour, contribue à l'emploi, à l'économie et à l'alimentation humaine, en somme, au bien-être humain. Sur le plan mondial, la production de poisson s'est élevée à 133 millions de tonnes en 2002, alors que les captures dans les eaux douces étaient responsables de 8,7 % de cette production mondiale. Dans nos régions, la demande

de poisson accroît en fonction de l'augmentation de la population et des revenus. La consommation de poisson devrait d'ailleurs doubler ou tripler d'ici l'an 2015 (FAO, 2004).

Une problématique environnementale globale bien connue et pourtant toujours d'actualité affecte particulièrement les écosystèmes aquatiques : la pollution par le mercure. Le mercure (Hg) est un métal lourd et au niveau biologique, il n'a pas de vertu bénéfique connue. Le mercure est ubiquiste dans l'environnement et s'y retrouve sous différentes formes; la forme volatile ou la forme élémentaire stable sous forme liquide (Hg^0), la forme inorganique (HgII) et la forme organique ou méthylmercure (MeHg) (Nriagu, 1979). Les quantités de Hg dans l'environnement ont grandement augmenté avec les activités humaines (Nriagu et Pacyna, 1988). En effet, les humains emploient le mercure pour différents usages depuis plus de 2000 ans. Des siècles d'émissions et de réémissions atmosphériques de Hg anthropique ont causé une contamination environnementale sur de grandes régions de la biosphère (Wiener *et al.*, 2003). En effet, depuis le début de l'ère industrielle, le mercure d'origine anthropique volatilisé principalement par la combustion de carburants, de charbon, de déchets et la fonte de métaux non-ferreux vient s'ajouter au mercure retrouvé naturellement dans l'environnement (Lucotte *et al.*, 1995; Jackson, 1997; Fitzgerald *et al.*, 1998; Schuster *et al.*, 1998; Pai *et al.*, 1999).

La conversion du métal inorganique (HgII) en métal organique (MeHg) par la méthylation microbienne est un élément crucial du cycle du mercure dans l'environnement. En effet, le MeHg est un organométal neurotoxique hautement assimilable en raison de sa grande stabilité, de son affinité avec les lipides et de ses propriétés ioniques. De plus, deux processus rendent le MeHg encore plus dommageable pour les écosystèmes aquatiques et la santé humaine : la

bioaccumulation* et la bioamplification† (Nriagu, 1979). Par ailleurs, la majeure partie du Hg dans la chair des poissons est retrouvée sous la forme de MeHg (Huckabee *et al.*, 1979; Grieb *et al.* 1990; Bloom, 1992) et provient majoritairement de leur alimentation (Phillips et Buhler, 1978; Rodgers et Beamish, 1981; Hall *et al.*, 1997). Le MeHg est connue pour être une puissante neurotoxine qui, à de larges doses ou à des doses plus faibles mais répétées, cause des problèmes moteurs, sensitifs et des problèmes de développement chez les humains et d'autres animaux (Beyer *et al.*, 1996; Clarkson, 1992).

La préoccupation au sujet de la pollution par le mercure dans le milieu aquatique est apparue au Japon dans les années 1950 et 1960. La population du village de Minamata a connu ce qu'on croyait être une « épidémie » de maladies neurologiques (Tazima et Osama, 2001). Une usine locale avait rejeté, au total, 150 tonnes de Hg dans les eaux de pêche côtière de la Baie de Minamata. L'usine Shiso utilisait en effet le MeHg comme catalyseur dans la production d'acétaldéhyde et de plastique. Ces rejets ont entraîné une bioaccumulation élevée de MeHg dans la chair des poissons. Des milliers de personnes ont connu la mort, alors que beaucoup d'autres ont subi des dommages irréversibles à leur système nerveux et à leur vision (WHO 1990; Fujiki et Tajima, 1992). De nos jours, des empoisonnements d'une telle intensité ne sont plus officiellement rapportés à travers le monde. La recherche se penche sur les cas d'intoxication chronique à faibles doses. De nos jours, des empoisonnements d'une telle intensité ne sont plus officiellement rapportés à travers le monde, la recherche se penche sur les cas d'intoxication chronique à faibles doses. Les risques d'altération précoce et les dangers pour la santé des fœtus, des enfants et

* C'est-à-dire l'accumulation du mercure à la suite de l'absorption par l'organisme humain ou animal.

† Ce terme décrit l'augmentation des concentrations de ce métal lourd tout au long de la chaîne alimentaire.

des adultes, sont reconnus (WHO, 1990; Lebel *et al.*, 1996; Dolbec *et al.*, 2000; Rice *et al.*, 2003; Risher, 2003; Schober *et al.*, 2003; Counter et Buchanan, 2004).

Par ailleurs, le poisson est une ressource alimentaire de haute qualité : haute en protéines et faible en gras saturés, c'est aussi une source bénéfique d'acides gras poly-insaturés oméga-3 et d'antioxydants comme la vitamine E. Cependant, le problème de pollution mercurielle de l'environnement aquatique contribue à diminuer la valeur économique, nutritionnelle et culturelle de la ressource (Egeland *et al.*, 1997; Wheatley, 1997; Dewailly et Blanchet, 2000). La présence de mercure dans l'environnement dévalue aussi plusieurs services fournis par l'écosystème. La santé et la reproduction de certaines espèces fauniques sont menacées (Beyer *et al.*, 1996; Wolfe *et al.*, 1998). La production de MeHg par les terres humides vient s'opposer à leur propriété de filtration de l'eau (St.Louis *et al.*, 1994). La production d'énergie provenant de la construction de réservoirs hydroélectriques est mitigée par l'augmentation considérable des niveaux de Hg dans la chair des poissons pendant plusieurs dizaines d'années (Bodaly *et al.*, 1984; Jackson, 1988; Verdon *et al.*, 1991; Plourde *et al.*, 1997; Schetagne *et al.*, 1999; Heyes *et al.*, 2000).

Par ailleurs, la présence de Hg dans l'environnement rend certains changements écosystémiques potentiellement dangereux. Nous retrouvons notamment, la construction de réservoirs hydroélectriques qui forme un de ces changements à grande échelle, mais aussi la coupe forestière et les feux de forêts, qui altèrent les concentrations de Hg dans les sédiments et dans la chair des poissons (Roulet *et al.*, 2000; Garcia et Carignan, 2005; Kelly *et al.*, 2006). Citons aussi l'eutrophisation des systèmes aquatiques qui a conduit à une augmentation des concentrations de Hg dans la chair des poissons (Essington et Houser, 2003). À l'échelle encore plus globale, les changements climatiques, les pluies acides ou l'amincissement de la couche d'ozone peuvent modifier le cycle du mercure et finalement conduire à des niveaux

plus élevés de Hg dans la chair des poissons (Fitzgerald et Clarkson 1991). Sans prétendre avoir souligné toutes les recherches effectuées sur les changements à grande échelle, ce qui est précédemment décrit n'est que la pointe du iceberg de ce qui a attiré l'attention des chercheurs. D'autre part, ces changements sont généralement considérés et étudiés de façon indépendante alors que les écosystèmes sont dynamiques. Ainsi, il est possible que les risques associés au Hg latent dans l'environnement soient encore plus grands que ce que nous entrevoyions à l'heure actuelle.

Les gouvernements et les organisations déploient beaucoup d'efforts pour limiter les risques à la santé humaine de la pollution par le Hg. La limite de concentration de Hg dans la chair des poissons recommandée pour la vente commerciale établie par l'Organisation Mondiale de la Santé et par Santé Canada est de $0,5 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ de poids frais (Canada, 1985; WHO 1990). En effet, à cette concentration, 200 grammes de poisson représentent la moitié de la consommation tolérable hebdomadaire de MeHg ("*provisional Tolerable Weekly Intake (pTWI)*") pour un adulte de 60 kg, ou la totalité pour une femme enceinte de 60 kg. Cette mesure est établie par l'Organisation Mondiale de la Santé à $1,6 \cdot 10^{-3} \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ de poids corporel pour les embryons et les fœtus et pourrait être doublée sans risque de neurotoxicité pour un adulte (FAO/WHO, 2006). Santé Canada rapporte des recommandations semblables avec des limites de $0,2 \cdot 10^{-3} \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ de poids corporel par jour ("*provisional Tolerable Daily Intake (pTDI)*") pour les femmes enceintes, les femmes en âge de procréer et les enfants et de $0,47 \cdot 10^{-3} \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ de poids corporel par jour pour les adultes de la population générale. Ces mesures quotidiennes correspondent à des équivalents en consommation hebdomadaire de $1,4 \cdot 10^{-3} \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ ou de $3,3 \cdot 10^{-3} \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ de poids corporel (pTWI) (Canada, 2004).

Au Canada, les gouvernements fédéraux et provinciaux effectuent le suivi des concentrations de Hg dans la chair des poissons de lacs dans lesquels des exploitations commerciales sont pratiquées. Lorsque les concentrations de Hg dans les poissons sont supérieures aux directives de Santé Canada pour la mise en marché des produits de la pêche ($0,5 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$), des avertissements sont émis et les ventes commerciales sont brimées. Le Hg est la cause la plus fréquente d'émission d'avis pour limiter la consommation de poisson dans les eaux nord-américaines (Québec 1995; Ontario 2003; USEPA, 1998). Cependant, les poissons capturés par les pêcheurs sportifs ne sont pas soumis au contrôle des contaminants, contrairement aux produits de la pêche commerciale. En effet, ces derniers sont réglementés au gouvernement fédéral par la Loi sur les aliments et drogues et au provincial par la Loi sur les produits alimentaires. La pêche récréative est toutefois largement pratiquée par les Québécois (Québec, 2000). De plus, différentes communautés des premières nations pratiquent aussi la pêche de subsistance. La pêche de subsistance implique d'ailleurs la consommation de poisson en quantité importante ou de manière répétée (Wheatley, 1979; Berkes, 1990). Cependant, ces deux types de pêche ciblent principalement les espèces de poissons prédateurs du haut de la chaîne trophique. Conséquemment, le ministère du Développement durable, de l'Environnement, et des Parcs conjointement avec le ministère de la Santé du Québec émettent le *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce* (Québec, 1995; 2006) qui recommande aux pêcheurs de limiter leur consommation de poissons en fonction de l'espèce et de la taille, mais aussi en fonction du lieu de pêche.

De plus, de nombreux programmes de recherche ont été entrepris pour comprendre et contrôler la pollution mercurielle. La complexité de la problématique du Hg implique une approche globale, au niveau des systèmes complexes et de leurs interactions dynamiques. C'est pourquoi, en 2001, le Conseil national de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) a octroyé les fonds nécessaires à la

réalisation du réseau collaboratif de recherche sur le mercure (COMERN). Le COMERN, un réseau pancanadien, basé à l'Université du Québec à Montréal, proposait en effet une approche écosystémique du problème où des spécialistes de tous les domaines des sciences appliquées, des intervenants sociaux, des décideurs politiques et des communautés avaient l'occasion de collaborer activement à différentes études de cas (Lucotte *et al.*, 2005; COMERN, 2006).

La recherche présentée dans le cadre de ce mémoire de maîtrise arrive à la toute fin des activités de recherche du COMERN. Elle a donc pu profiter des diverses collaborations qui ont été construites et des données qui ont été récoltées au fil des ans par le COMERN et ses collaborateurs. Cet aspect a permis d'éviter la duplication des efforts et d'optimiser l'utilisation des fonds de recherche : deux objectifs importants du COMERN. Par ailleurs, ce travail s'inscrit à l'intérieur du projet portant sur la bioaccumulation du Hg dans les poissons (volet 3.1.3.5 du COMERN). De manière spécifique, il porte sur les teneurs en Hg dans la chair des poissons en relation avec leur taux de croissance. Ce travail fait aussi suite à différents travaux effectués au sein du COMERN et de la Chaire en environnement Hydro-Québec/CRSNG/UQAM, dont les travaux liés à la thèse de Doctorat de Céline Surette (Surette, 2005; Surette *et al.* 2005) et les travaux liés à la maîtrise de Janvier Doire (Doire, 2003; Garceau *et al.*, 2005). Ces travaux portaient sur les effets des pêches intensives sur les concentrations de Hg dans les poissons et sur la croissance des poissons. Entre autres, ces travaux ont démontré que les pêches avaient entraîné pour certaines espèces de poissons dans certains lacs, une diminution des concentrations de Hg dans la chair parallèlement à une augmentation des taux de croissance. De plus, récemment, Simoneau *et al.* (2005) ont démontré, pour douze populations de dorés jaunes (*Sander vitreus*) provenant de douze lacs québécois, que les taux de croissance pouvaient être significativement corrélés avec les concentrations de Hg dans la chair des poissons. À la lumière de ces résultats, le taux de croissance a été proposé comme un facteur clé permettant d'expliquer la variabilité

des concentrations de Hg dans la chair des dorés jaunes. Il était donc opportun d'aller plus loin dans l'étude des taux de croissance des poissons. Nous avons donc voulu savoir si cette relation était valide pour davantage de lacs et pour d'autres espèces de poissons. Un seul facteur, aussi simple que le taux de croissance, a la possibilité d'être utilisé pour prédire les niveaux de Hg dans la chair des poissons. Si ce facteur s'avère être dominant, il devrait être considéré dans la modélisation et la prise de décisions politiques. Cette recherche s'inscrit dans le cadre de la compréhension générale du comportement du Hg et de l'exposition au Hg dans les communautés consommatrices de poisson. Dans le cas présent, les communautés des pêcheurs sportifs en eau douce et les communautés des premières nations sont les communautés concernées.

Références

- Berkes, F., 1990. Native subsistence fisheries : A synthesis of harvest studies in Canada. *Arctic* **43** (1) : 35-42.
- Beyer, N. W., Heinz G. H., et Norwood, R. (directeurs de rédaction). 1996. Environmental contaminants in wildlife : interpreting tissue concentrations. SETAC Special Publication series. CRC Press, Boca Raton, Floride, 494 p.
- Bloom, N. S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49** : 1010-1017.
- Bodaly, R. A., Hecky, R. E. et Fudge, R. J. P. 1984. Increases in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill River diversion, northern Manitoba. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.* **41**, 682-691.
- Clarkson, T.W. 1992. Mercury : major issues in environmental health. *Environ Health Perspect.* **100** : 31-38.
- Canada, Santé et bien-être Canada. 1985. Lignes directrices sur les contaminants chimiques du poisson et des produits du poisson au Canada. Loi et règlements des aliments et drogues. Ottawa.
- Canada, Santé Canada, 2004. Mercury Your Health and the environment : A Resource Tool. Health Canada Mercury Issues task Group. Ottawa. 54 pages. Disponible à :
http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/mercur/index_e.html
 [cité le 25 mai 2005].
- Collaborative Mercury Research Network, 2006. Who are we/ Qui sommes-nous? [en ligne]. Disponible à :
<http://www.unites.uqam.ca/comern/index.html/>
<http://www.unites.uqam.ca/comern/indexfr.html> [cité le 25 mai 2005].
- Corvalan, C., Hales, S. et McMichael A. 2005. Ecosystems and human well-being : health synthesis. A report of the Millenium Ecosystem Assessment. World Health Organization, Genève, 53 p.

- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, S. et van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387** : 253–260.
- Costanza, R. et Jorgensen, S. E. 2002. Understanding and solving environmental problems in the 21st century : toward a new, integrated hard problem science. Elsevier Science, Amsterdam. 324 p.
- Counter, S. A., et Buchanan L. H. 2004. Mercury exposure in children : a review. *Toxicology and Applied Pharmacology*, **198** : 209-230.
- Daily, G. C. 1997. Nature's services –Societal dependance on Natural Ecosystems. Island Press, Washington, D. C. 392 p.
- Dewailly É et Blanchet, C. 2000. Projet sur le contenu en nutriments des poissons de pêche sportive du lac Saint-Pierre, Campagne 1995. Unité de recherche en santé publique. Centre de recherche du CHUL - CHUQ, 35 p. + annexes.
- Doire, J. 2003. Influence de pêches intensives sur la croissance et l'alimentation des poissons de lacs naturels du nord du Québec. Mémoire de maîtrise ès science. Département des sciences de l'environnement. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- Dolbec, J., Mergler, D., Passos, C. J. S., de Morais, S. S. et Lebel J. 2000. Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajos river, Brazilian Amazon. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, **73** : 195-203.
- Egeland G. M. et Middaugh J. P. 1997. Balancing fish consumption benefits with mercury exposure. *Science*, **278** : 1904-1905.
- Essington, T. E., et Houser, J. N. 2003. The effect of whole-lake nutrient enrichment on mercury concentration in age-1 yellow perch. *Transactions of the American Fisheries Society* **132** :57-68.

- Food and Agriculture Organization of the United States/ World Health organization, 2006. Summary and conclusions of the sixty-seventh meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on food Additives (JECFA). Rome 20-29 juin 2006, 11 pages. Disponible à : <http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/en/index.html> [cité le 25 mai 2006].
- Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2004. The state of the world fisheries and aquaculture. Rome, 153p. ISBN 92-5-105177-1. Disponible à http://www.fao.org/sof/sofia/index_fr.htm [cité le 25 mai 2006].
- Fitzgerald, W. F., Engstrom, D. R., Mason, R. P., et Nater E. A. 1998. Case for atmospheric mercury contamination in remote areas. *Environ. Sci. Technol.* **32** (1) : 1-7.
- Fitzgerald, W. F. et Clarkson, T. W. 1991. Mercury and monomethylmercury : present and future concerns. *Environment Health Perspective* **96** : 159-166.
- Fujiki, M., et Tajima S.. 1992. The pollution of Minamata Bay by mercury. *Water Science and Technology* **25** :133-140.
- Garceau, S., Lucotte, M. Doire J. et Verdon, R., 2005. Increased growth resulting from different intensive fishing strategies in unexploited Northern Québec lakes. *North American Journal of Fisheries Management*. *Sous presse*.
- Garcia, E. et Carignan, R. 2005. Mercury concentrations in fish from forest harvesting and fire-impacted Canadian boreal lakes compared using stable isotopes of nitrogen. *Environ. Tox. and Chem.* **24** : 685-693.
- Hall, B. D., Bodaly, R.A., Fudge, R.J.P., Rudd, J. W. M. et Rosenberg, D. M. 1997. Food as a dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water, Air, and Soil Pollution* **100** : 13-24.
- Heyes, A., Moore, T. R., Rudd, J. W. M. et Dugoua, J. J., 2000. methylmercury in pristine and impounded boreal peatlands, Experimental Lakes Area, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57** : 2211-2222.
- Huckabee, J.W., Elwood, J.W. et Hildebrand, S.G. 1979. Accumulation of mercury in freshwater biota. *Dans: The biogeochemistry of mercury in the environment. Sous la direction de Nriagu, J. O.* 1979. Elsevier, Amsterdam, p. 278-302.

- Jackson, T. A. 1988. The mercury problem in recently formed reservoirs of northern Manitoba (Canada) : effects of impoundment and other factors on the production of methylmercury by microorganisms in sediments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **45** : 97-121.
- Jackson, T. A. 1997. Long-range atmospheric transport of mercury to ecosystems, and the importance of anthropogenic emission - a critical review and evaluation of the published evidence. *Environmental Reviews*, **5** : 99-120.
- Kelly, E. N., Schindler, D. W., St. Louis, V. L., Donald, D. B., et Vladicka, K. E., 2006. Forest fire increases mercury accumulation by fishes via food web restructuring and increased mercury inputs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **103**:19380-19385.
- Lebel, J., Mergler D., et Lucotte, M. 1996. Evidence of early nervous system dysfunction in Amazonian populations exposed to low-levels of methylmercury. *Neurotoxicology*, **17** : 157-167.
- Lucotte, M., Mucci, A., Hillaire-Marcel, C., Pichet, P., et Grondin A.. 1995. Anthropogenic Mercury Enrichment in Remote Lakes of Northern Quebec (Canada). *Wat. Air Soil Pollut.* **80** : 467-476.
- Lucotte, M., Canuel, R., Boucher de Grosbois, S., Amyot, M., Anderson, R., Arp, P., Atikesse, L., Carreau, J., Chan, L., Garceau, S., Mergler, D., Ritchie, C., Robertson, M. J., et Vanier, C. 2005. An ecosystem approach to describe the mercury issue in Canada : from mercury sources to human health. *Dans: Dynamics of mercury pollution on regional and global scales :Atmospheric processes, human exposure around the World. Sous la direction de N. Pirrone et K. Mahaffey.* Springer Publisher, Norwell, MA, USA. p. 451-466.
- Nriagu, J. O. (directeur de rédaction). 1979. *The biogeochemistry of mercury in the environment.* Elsevier, Amsterdam. 696 p. ISBN 0-444-41597-1.
- Nriagu, J. O. et Pacyna, J. M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of the air, water and soils with trace metals. *Nature (London)*, **333** : 134-139.
- Ontario, Ministry of the Environment 2003. *Guide to eating Ontario Sport Fish 2003-2004.* Queen's Printer for Ontario, Toronto.
- Pai, P., Niemi, D., et Powers B., 2000. A North American inventory of anthropogenic mercury emissions. *Fuel Processing Technology*, **65-66** : 101-115.

- Phillips G.A. et Buhler, D.R., 1978. The relative contributions of methylmercury from food or water to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in a controlled laboratory environment, Trans. Amer. Fish. Soc., **107** : 853-861.
- Plourde Y., Lucotte, M., et Pichet, P., 1997. Contribution of suspended particulate matter and zooplankton to MeHg contamination of the food chain in midnorthern Quebec (Canada) reservoirs. Can. J. Fish. Aquat. Sci., **44** : 750-757.
- Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs et le Ministère de la Santé et des Services sociaux. 2006. Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce [en ligne]. Disponible à: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/guide/index.htm>. [cité le 25 mai 2006].
- Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune et Ministère de la Santé et des Services Sociaux 1995. Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce. 132 p.
- Rice, D. C., Schoeny, R., et Mahaffey, K. R. 2003. Methods and rationale for derivation of a reference dose for methylmercury by the U.S. EPA. Risk Analysis **23** :107-115.
- Risher, J. F. 2003. Elemental mercury and inorganic mercury compounds : human health aspects. World Health Organization, Genève, 68 p. Disponible à <http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/cicad50.pdf> [cité le 25 mai 2006].
- Rodgers, D. W., and Beamish, F. W. H. 1981. Uptake of waterborne methylmercury by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in relation to oxygen consumption and methylmercury concentration. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **38** : 1309-1315.
- Roulet, M., Lucotte, M., Canuel, R., Farella, N., Courcelles, M., Guimares, J.R.D., Mergler, D., et Amorim, M. 2000. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. Chemical Geology **165** : 243-266.

- Schetagne, R. et Verdon R. 1999. Post-impoundment evolution of fish mercury levels at the La Grande Complex, Québec, Canada (from 1978 to 1996). *Dans: Mercury in the biogeochemical cycle : Natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Québec. Sous la direction de M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay.* Springer, Verlag, Berlin, Heidelberg. p. 233-258.
- Schober, S. E., Sinks, T. H., Jones, R. L., Bolger, P.M., McDowell, M., Osterloh, J., Garrett, E. S., Canady, R. A., Dillon C. F., Sun, Y., Joseph, C. B., Mahaffey K. R. 2003. Blood mercury levels in US children and women of childbearing age, 1999-2000. *Jama-Journal of the American Medical Association* **289** : 1667-1674.
- Schuster, P. F., Krabbenhoft, D. P., Naftz, D. L., Cecil, D., Olson, M. L., DeWild, J. F., Susong, D. D., Green J. R. et Abbott, M. L. Atmospheric Mercury Deposition during the Last 270 Years: A Glacial Ice Core Record of Natural and Anthropogenic Sources. *Environ. Sci. Technol.* **36** : 2303-2310.
- Simoneau, M., Lucotte, M., Garceau, S., et Laliberté D. 2005. Fish growth rates modulate mercury concentrations in walleye (*Sander vitreus*) from eastern canadian lakes. *Environmental research* **98** : 73-82.
- St-Louis V. L., Rudd, J. W. M., Kelly, C. A., Beaty, K. G., Bloom N. S. et Flett. R. J. 1994. Importance of wetlands as sources of methylmercury to boreal forest ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **51** : 1065-1076.
- Surette, C. 2005. Effets des pêches intensives sur les concentrations de mercure dans les poissons de lac naturels du nord québécois. Thèse de Doctorat ès science. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- Surette, C., Lucotte, M., et Tremblay A. 2005. Influence of intensive fishing on the partitioning of mercury and methylmercury in three lakes of Northern Québec. *Science of the Total Environment. Sous presse.*
- Takizawa, Y. et Osame, M. (directeurs de la rédaction) 2001. Understanding of Minamata disease, methylmercury poisoning in Minamata and Niigata, Japan. Japan Public Health Association, Tokyo.
- United States, Environmental Protection Agency. 1998. Update : Listing of fish and wildlife advisories. Fact Sheet EPA-823-F-98-009. Office of Water, Washington, D.C.

- Verdon, R., Brouard, D., Demers, C., Lalumière, R., Laperle, M. et Schetagne, R. 1991. Mercury evolution (1978-1988) in fishes of the La Grande hydroelectric complex, Quebec, Canada. *Water Air Soil Pollution*, **56** : 405-417.
- Wheatley, B., 1979. Methylmercury in Canada: exposure of Indian and Inuit residents to methylmercury in the Canadian environment. Department of National Health and Welfare, Medical Services Branch, Ottawa. 200 pages.
- Wheatley, M. A. 1997. Social and cultural impacts of mercury pollution on Aboriginal peoples of Canada. *Water Air Soil Pollution*, **97** : 85-90.
- Wiener, J. G., Krabbenhoft, D. P., Heinz, G. H., et Scheuhammer, A. M. 2003. Ecotoxicology of mercury. *Dans*: Handbook of Ecotoxicology : 2nd edition. *Sous la direction de* Hoffman, D. J., Rattner, B. A., Burton, G. A., Jr., et Cairns, J., Jr. CRC Press, Boca Raton, Floride. p. 409-463.
- World Health Organization, 1989. International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 86: Mercury: environmental aspects. Genève, 115 pages. Disponible à :
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc086.htm> [cité le 25 mai 2006].
- World Health Organization, 1989b. Evaluation of certain food additives and contaminants. Thirty-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Geneva, World Health Organization (WHO Technical Report Series 776). Disponible à
http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO_TRS_922.pdf [cité le 25 mai 2006].
- World Health Organization, 1990. International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 101: Methylmercury. Genève, 44 p. Disponible à <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc101.htm> [cité le 25 mai 2006].
- World Health Organization, 1991. International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 118: Mercury. Genève, 168 p. Disponible à <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc118.htm> [cité le 25 mai 2006].
- Wolfe M. F., Schwarzbach, S. et Sulaiman, R. A. 1998. Effects of Mercury on Wildlife: a Comprehensive Review. *Environnemental Toxicology and Chemistry*. **17** (2) : 146-160.

CHAPITRE I

LE TAUX DE CROISSANCE DES POISSONS PRÉDATEURS : UN
INDICATEUR POUR INTÉGRER LES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX ET
BIOLOGIQUES CONTRÔLANT LES CONCENTRATIONS DE MERCURE
DANS LEUR CHAIR.

(FISH GROWTH RATE AS A MEAN FOR INTEGRATING ENVIRONMENTAL
AND BIOLOGICAL FACTORS CONTROLLING MERCURY
CONCENTRATION IN PREDATOR FISHES)

Mélyssa Lavigne, Marc Lucotte, Serge Paquet, Steve Garceau, Michel Simoneau

COMERN, Université du Québec à Montréal, c.p. 8888, succ. Centre-Ville,
Montréal, Québec, Canada, H3C 3P8

Chapitre à soumettre, dans sa version anglaise, pour publication comme article
scientifique dans le périodique :

Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques.

RÉSUMÉ

Plusieurs travaux de recherche portant sur la problématique du mercure (Hg) ont tenté de trouver des facteurs clés permettant d'expliquer la variation des concentrations de ce métal dans la chair des poissons issus de différentes populations ou de divers écosystèmes aquatiques. Cependant, la croissance, comme facteur biologique, a reçu peu d'attention des scientifiques. Récemment, une étude a démontré une relation inverse importante entre les concentrations de Hg dans la chair des poissons et leur taux de croissance, et ce pour douze populations de dorés jaunes au Québec. Dans la présente étude, nous étendons les observations à un grand nombre de populations de poissons et à trois différentes espèces. Nous examinons la relation entre les concentrations de Hg dans la chair de 54 populations de dorés jaunes (*Sander vitreus*), 52 populations de grands brochets (*Esox lucius*) et 35 populations de touladis (*Salvelinus namaycush*) à travers le Québec. Une importante base de données a été construite à partir de données recueillies d'Hydro-Québec, du Réseau Collaboratif de Recherche sur le Mercure et du Ministère de l'Environnement du Québec. Les concentrations de Hg en fonction de la longueur ont été décrites grâce à des régressions polynomiales avec variables indicatrices alors que les croissances des poissons (longueurs totales en fonction de l'âge) ont été représentées grâce au modèle de croissance de von Bertalanffy. Les concentrations de Hg estimées pour les dorés jaunes, les grands brochets et les touladis, à des longueurs standardisées respectives de 375 mm, 675 mm et 550 mm, ont ensuite été corrélées avec les âges estimés à cette longueur pour chacune des populations. Lorsqu'une corrélation existait entre ces variables, une régression de modèle II, l'axe majeur réduit, a été effectuée pour décrire la relation. Les concentrations de Hg dans la chair étaient significativement corrélées avec les âges prédits pour les dorés jaunes ($r^2=0,549$; $p<0,001$) et les grands brochets ($r^2=0,271$, $p<0,001$, $n=52$; $r^2=0,471$, $p<0,001$, $n=49$), alors qu'aucune relation entre ces variables n'a été observée pour les touladis ($r_{\text{pearson}}=0,1837$; $p<0,2907$). Ces résultats suggèrent fortement que les populations de dorés jaunes et de grands brochets à croissance rapide auront des concentrations de Hg plus basses que les populations à croissance lentes. À l'inverse, pour les touladis de longueur standardisée, les concentrations de Hg dans la chair seraient indépendantes de leur taux de croissance. Il sera important de considérer les effets du taux de croissance sur les concentrations de Hg dans la chair des dorés jaunes et des grands brochets. En effet, dans le cadre de la prise de décision, et de la gestion des écosystèmes et des pêcheries, tout facteur pouvant affecter la croissance de ces espèces pourra de même altérer les concentrations de Hg dans leur chair. De plus, le taux de croissance, comme indicateur intégrateur de facteurs environnementaux multiples, pourra s'avérer un outil important lors d'études couvrant de larges territoires.

Mots clés : Mercure, taux de croissance, dorés jaunes, grands brochets, touladis, Québec.

ABSTRACT

In the past, environmental research on the mercury issue has been actively looking for key factors regarding fluctuations of mercury (Hg) concentrations in fish between diverse aquatic ecosystems and populations. However, growth, as a biological factor, has received little attention. A recent study demonstrated an inverse relationship between Hg concentrations in fish and fish growth rates for 12 walleye populations in Québec. In this research, we extend the observations to a large number of populations and to different species; we examine the relationship between fish growth rate and fish Hg concentrations in 54 walleye populations (*Sander vitreus*), 52 northern pike populations (*Esox lucius*) and 36 lake trout populations (*Salvelinus namaycush*) throughout Québec. A large database, merging data from Hydro-Québec, the Collaborative Mercury Research Network and the Québec Ministry of Environment was used. Hg concentrations vs. length was described using polynomial regressions with indicator variables, while fish growth (lengths vs. ages) were estimated using the von Bertalanffy growth model. Predicted values of Hg concentrations in walleye, northern pike and lake trout for a standardized length (375 mm, and 675 mm and 550 mm respectively) were then related to the predicted age at the given standardized length for each population. Then, a model II regression, the ranged major axis, was performed to describe and the relationship between those variables. Growth rates were significantly correlated to Hg concentrations in walleye ($r^2=0.549$, $p<0.001$) and northern pike ($r^2=0.271$, $p<0.001$, $n=52$; $r^2=0.471$, $p<0.001$, $n=49$), whereas no relationship was observed in lake trout ($(r_{pearson}=0.1837, p<0.2907)$). This strongly suggests that faster-growing walleyes and northern pikes will have lower Hg concentrations than slower-growing fish at a given length. On the other hand, for standardized length lake trout, Hg concentrations would be independent of the fish growth rates. Changes in fish growth rates could definitely alter Hg concentrations in the muscle of these two species. For decision-making and ecosystem management purposes, especially in fisheries management, it is important to consider the effect of fish growth rates on Hg concentrations in walleye and northern pike. Fish growth rates appear as an indicator accounting for multiple factors present in the environment and can be very useful in studies covering large territories.

Keywords : Mercury, fish growth rates, indicator, walleye, lake trout, northern pike, lakes, Québec.

INTRODUCTION

Au Québec, comme ailleurs au Canada et en Amérique du Nord, les concentrations de mercure (Hg) retrouvées dans la chair des poissons d'eau douce dépassent régulièrement les limites canadiennes pour la vente commerciale ($0,5 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$) et ce, particulièrement dans la chair des poissons prédateurs (Bodaly *et al.*, 1993; Schetagne et Verdon, 1999; Evans *et al.*, 2005; Kamman *et al.*, 2005; Lockhart *et al.*, 2005; Simoneau *et al.*, 2005). Dans les eaux tempérées, les concentrations de Hg dans la chair des poissons sont connues pour varier avec la taille des poissons en suivant une relation généralement linéaire ou curvilinéaire (Scott et Armstrong 1972; Olsson, 1976; Schetagne et Verdon, 1999). Cependant d'autres relations avec la taille du poisson existent comme Sampaio Da Silva (2002) l'a montré pour plusieurs espèces de poissons du fleuve Tapajós en Amazonie. En outre, l'analyse de régression polynomiale avec variables indicatrices a été développée afin de pouvoir suivre l'évolution temporelle des concentrations de Hg et de pouvoir comparer les concentrations de Hg d'un lac à l'autre, en tenant compte de cette relation avec la taille (Tremblay *et al.*, 1998). Les concentrations de Hg varient aussi en fonction de la position trophique des poissons : les poissons piscivores possédant des concentrations plus élevées que les poissons non-piscivores pour une taille équivalente (Cabana et Rasmussen 1994, Cabana *et al.*, 1994, Kidd *et al.*, 1995, Kamman *et al.*, 2005).

Cependant, il ne suffit pas de connaître l'espèce et la taille du poisson pour prévenir le risque lié à la présence de Hg dans la chair des poissons. En effet, des différences majeures dans les concentrations de Hg sont observées d'un lac à l'autre et ce même lorsque les concentrations de Hg sont standardisées pour la taille et l'espèce et que les lacs sont situés à proximité l'un de l'autre (Cope *et al.*, 1990; Bodaly *et al.*, 1993; Driscoll *et al.*, 1994; Schetagne et Verdon, 1999; Simoneau *et al.*, 2005). Par

exemple, dans une même région du complexe La Grande dans le Nord québécois, des concentrations de Hg moyennes standardisées pour la longueur variant de trois à quatre fois entre deux plans d'eau adjacents ont été observées régulièrement (Schetagne et Verdon, 1999). De même, pour six lacs de la même région nord-ouest de l'Ontario, des variations de concentrations moyennes de Hg dans la chair allant de trois à quatre fois, ont été rapportées et ce, alors que les valeurs étaient ajustées pour la taille (Bodaly *et al.*, 1993).

Les chercheurs tentent depuis plusieurs années d'expliquer la variabilité des concentrations de Hg dans la chair des poissons d'un lac à l'autre et de trouver les facteurs clés qui permettraient de prédire les concentrations pour un plan d'eau particulier. Nous savons aujourd'hui que ces variations ne sont pas simplement liées à la quantité de Hg atmosphérique déposé ou à la quantité de Hg accumulé dans l'environnement. Les fluctuations des concentrations de Hg dans la chair des poissons d'un lac à l'autre sont le résultat de multiples facteurs géomorphologiques, physico-chimiques et biologiques qui interagissent entre eux de manière complexe et qui sont propres à chacun des lacs. (Parkman et Meili, 1993; Lucotte *et al.*, 1999; Kainz et Lucotte, 2002; Gorski *et al.*, 2003; Montgomery *et al.*, 2003; Wiener *et al.*, 2003). Or, à ce jour, les efforts pour intégrer les différents facteurs connus ne permettent pas de prédire les concentrations de Hg dans la chair ou de déterminer les « points chauds » (*hots spots*) de manière efficace surtout lorsqu'il s'agit d'un grand territoire (EPRI, 2003; Roué Le Gall, 2005; Surette, 2005).

Les facteurs physico-chimiques et environnementaux ont particulièrement attiré l'attention des chercheurs (Cope *et al.*, 1990; Bodaly *et al.*, 1993; Driscoll *et al.*, 1993; Wiener *et al.*, 2003; Evans *et al.*, 2005). Cependant, très peu d'études ont porté sur des facteurs strictement biologiques et très rarement sur la croissance des poissons. La croissance est un changement de grandeur généralement mesuré par un changement de longueur ou de poids (Ricker, 1980; Weatherley et Gill, 1987). Dans

les deux cas, la croissance est généralement mesurée par rapport au temps en utilisant le taux de croissance, qu'il soit absolu, relatif ou instantané (Ricker, 1980; Hopkins, 1992). En outre, la croissance des poissons contrairement à celle des mammifères est de nature plastique et indéterminée (Weatherley et Gill, 1987; Craig, 2000). De plus, en milieu naturel, elle est généralement très variable et considérée comme une réponse intégrée des influences variées du milieu abiotique et biotique (Nikolskii, 1969; Boisclair, 1988; Weatherley et Gill, 1987; Craig, 2000).

La théorie de la biodilution chez les poissons à croissance rapide a été avancée depuis longtemps (de Freitas *et al.*, 1974; Norström *et al.*, 1976), mais peu d'études se sont penchées sur sa pertinence scientifique. Le phénomène de biodilution est le phénomène par lequel des taux de croissance plus élevés entraînent une diminution du temps requis pour atteindre une longueur donnée et donc, une exposition cumulative au Hg inférieure et donc, des concentrations de Hg dans la chair des poissons pour une longueur standardisée inférieures (Harris et Bodaly, 1998). La question de l'influence des taux de croissance des poissons a premièrement été abordée par des expériences de pêches intensives dans des petits lacs oligotrophes. De telles expériences avaient réduit les concentrations de Hg dans la chair des poissons en Suède et en Finlande (Göthberg, 1983; Jernelöv, 1984; Verta, 1990). Plus récemment, en 1997 et 1998, suite à des pêches intensives pratiquées dans cinq petits lacs expérimentaux du nord du Québec, les concentrations de Hg dans la chair des dorés jaunes (*Sander vitreus*) ont diminué de 33% dans deux des lacs récoltés, alors que les taux de croissances ont augmenté jusqu'à 35% (Doire, 2003; Garceau *et al.*, 2005; Surette, 2005). Ces diminutions n'ont pas pu être expliquées par un changement de régime alimentaire ou de structure trophique (Garceau *et al.*, 2005), ni par une réduction des concentrations de méthylmercure (MeHg) dans les proies, non plus que par une diminution du MeHg en circulation dans le lac (Surette, 2005; Surette *et al.*, 2005). En raison de la différence des charges corporelles de Hg avant

et après les pêches, Surette (2005) conclut que la biodilution peut expliquer partiellement la diminution des concentrations en Hg dans la chair des dorés jaunes. Outre les études sur les pêches intensives, différentes études aux approches variées rapportent des concentrations de Hg plus faibles chez les poissons à croissance plus rapide (Olsson, 1976; Rask *et al.*, 1997; Harris et Bodaly, 1998; Doyon *et al.*, 1998; Stafford et Haines, 2001; Essington et Houser, 2003; Stafford *et al.*, 2004; Simoneau *et al.*, 2005). Cependant, les études effectuées auparavant ne portaient généralement pas directement sur les taux de croissance ou avaient une portée limitée. Une étude effectuée par Simoneau *et al.* (2005) portait sur douze populations de dorés jaunes récoltés dans douze lacs au Québec. Ils ont découvert que les concentrations de Hg dans la chair, à une longueur standardisée de 350 mm, étaient significativement corrélées avec les taux de croissance exprimés par l'âge à cette même longueur ($r=0,9244$; $p<0,001$). Ainsi, le taux de croissance était proposé comme un facteur clé pouvant expliquer la variabilité interlac des concentrations de Hg dans la chair des poissons.

À la suite de ces résultats prometteurs, nous nous proposons d'explorer plus en avant la relation entre les concentrations de Hg dans la chair des poissons et leur taux de croissance. Dans la présente recherche, nous voulons vérifier l'existence d'une corrélation positive entre les concentrations de Hg à longueur standardisée $[Hg]_{L_{std}}$ telles que prédites par la régression polynomiale avec variables indicatrices (Tremblay *et al.* (1998) et un indice de la croissance soit : l'âge à cette même longueur standardisée telle que déterminée par le modèle de von Bertalanffy (Ricker, 1980). Cette méthode a l'avantage d'utiliser deux modèles simples et de pouvoir s'appliquer sur un grand nombre de lacs. Notre étude porte sur plus d'une cinquantaine de lacs, majoritairement des lacs de la forêt boréale répartis sur le territoire québécois. En plus de vérifier la relation avec la croissance pour les dorés jaunes, nous voulons vérifier la présence de cette même relation pour deux autres

espèces de poissons : le grand brochet (*Esox lucius*) et le touladi (*Salvelinus namaycush*). Les espèces choisies sont des espèces prédatrices et piscivores au sommet de la chaîne trophique. Conséquemment, ce sont aussi des espèces qui dépassent régulièrement les recommandations pour la vente commerciale de l’OMS et de Santé Canada (Canada, 1985; WHO, 1990). Ces espèces sont aussi particulièrement prisées par les pêcheurs sportifs et les pêcheurs de subsistance des communautés des premières nations. Par rapport à la problématique du Hg, les résultats d’une telle étude pourraient servir à faire une meilleure gestion des écosystèmes et des pêches en tenant compte des taux de croissance. Par ailleurs, les résultats pourront être utiles pour la prédiction des concentrations de Hg dans la chair des poissons d’un lac donné ou pour l’identification des lacs plus sensibles à exprimer le Hg dans la chair des poissons.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Constitution de la base de données

Les données ont été recueillies par cinq entités, soit : le Réseau collaboratif de recherche sur le mercure (COMERN), le Ministère québécois des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), le Ministère québécois du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), la Société d'énergie de la Baie James et Hydro-Québec.

À partir de ces ensembles de données, un premier tri a été effectué pour constituer une base de données utilisable. Premièrement, les poissons qui ne possédaient pas de mesure de longueur totale ont été retirés. Deuxièmement, pour un lac donné, lorsque les données d'âge ou de concentration de Hg étaient absentes ou totalisaient un nombre inférieur à dix, ce lac était retiré complètement. Les espèces qui ont été retenues pour l'étude, soit les dorés jaunes, les grands brochets et les touladis sont des espèces prédatrices et piscivores au sommet de la chaîne trophique (annexe A; Scott et Crossman, 1974). Ce sont aussi des espèces d'intérêts pour la pêche sportive qui étaient représentées dans plus de 10 lacs différents et dispersées à travers plus de 5 régions du Québec.

Les lacs retenus, l'entité responsable des pêches effectuées, le nombre de pêches ainsi que l'échelle de temps à l'intérieur de laquelle elles ont été pratiquées sont présentées dans le tableau B.1 (annexe B). Ce tableau présente aussi les espèces récoltées et leurs effectifs respectifs ainsi que les coordonnées géographiques des lacs pêchés.

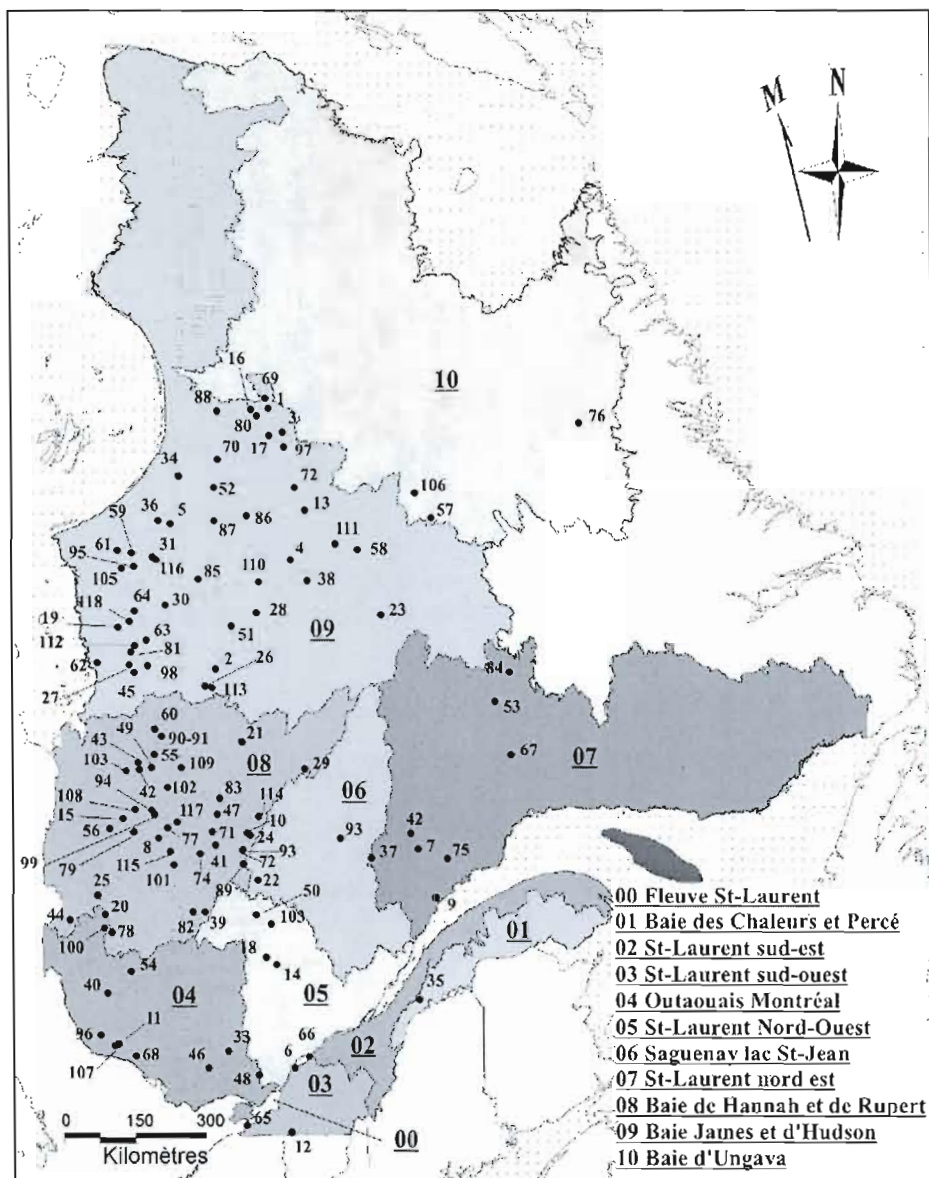
Zone d'étude

La base de données constituée comprend 118 lacs québécois répartis sur la quasi-totalité du territoire québécois. En effet, la zone d'étude couvre 1320 par 800 km et s'étend des zones peu peuplées du Nord autour du 58^{ème} degré de latitude jusqu'aux zones densément peuplées du Sud près du 46^{ème} degré de latitude. De plus, la zone d'étude comprend la plupart des grandes régions hydrographiques et couvre différentes écozones du Québec (figure 1; Québec, 2005; Marshall et Schut, 1999). Les 118 lacs échantillonnés sont des lacs naturels généralement fréquentés par les pêcheurs pour leurs ressources piscicoles qui possèdent des niveaux d'exploitation variables allant de très faibles à très élevés.

Échantillonnage des poissons

Le COMERN a procédé aux pêches entre 2001 et 2004, le MRNF entre 1999 et 2004, tandis que la SEBJ a échantillonné entre 1978 et 1985 et Hydro-Québec entre 1986 et 2001. Les captures des poissons et le traitement des échantillons ont été effectués en suivant des protocoles similaires. Chacun des intervenants a utilisé des filets maillants expérimentaux de 46 ou de 61 mètres avec des mailles variant entre 2,5 et 10,2 cm ou 2,5 et 15,2 cm. Tous les poissons capturés ont été identifiés à l'espèce, mesurés (longueur totale, mm) et pesés (g). Le sexe et la maturité des poissons ont aussi été déterminés. Les structures anatomiques nécessaires pour déterminer l'âge du spécimen ont été disséquées et prélevées. Les prélèvements de chair ont été pratiqués dans la région caudale, les os et la peau ont été retirés et les échantillons ont été congelés et conservés ou encore, lyophilisés jusqu'aux analyses en laboratoire.

Figure 1 : Localisation des lacs à l'étude.*



*Les numéros correspondent à l'identification des lacs en annexe B.

Détermination de l'âge des poissons

Les âges des poissons sont généralement déterminés en utilisant différentes structures calcifiées du squelette du poisson. Les parties utilisées pour déterminer l'âge comprennent les écailles, les otolithes, les épines dorsales, les rayons de nageoires, les cleitra, les vertèbres, les os operculaires et les os dentaires (DeVries et Frie, 1996). Dans notre étude, les déterminations des âges des spécimens ont été réalisées par le MNRF, le COMERN et Hydro-Québec. Les âges des dorés jaunes ont été déterminés en utilisant les opercules et/ou les otolithes et/ou les rayons de la nageoire dorsale (Campbell et Babaluk 1979; Pépin et Lévesque 1985; Babaluk et Campbell, 1987; Babaluk *et al.*, 1993). Les cleitra ou les écailles ont été utilisés pour déterminer l'âge des grands brochets (Casselman 1974; Babaluk et Craig 1990; Laine *et al.*, 1991). Les otolithes sont les structures utilisées dans le cas des touladis (Dubois 1967; Lapointe et Clément, 1985; Casselman, 1995). Chaque structure a été interprétée à deux reprises et de façon générale par deux lecteurs indépendants. Quand les âges estimés d'une fois à l'autre ne concordaient pas, les structures étaient examinées à nouveau. Lorsque, à nouveau, les lectures d'âge des structures ne coïncidaient pas, les structures étaient mises de côté et les âges étaient rejetés.

Analyses de mercure

Les concentrations de Hg total dans le muscle des poissons ont été mesurées en suivant deux techniques : la spectrophotométrie de fluorescence atomique à vapeur froide (CV-AFS) avec une limite de détection de 10^{-12} g/g et la spectrophotométrie d'absorption atomique à vapeur froide (CV-AAS) avec une limite de détection de 10^{-9} g/g (Pichet *et al.*, 1999). Différents laboratoires ont participé aux analyses de Hg. Le laboratoire de l'Université du Québec à Montréal (1) et le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2) ont procédé aux analyses de Hg sur les

spécimens récoltés par le COMERN et le MNRFP. Les analyses de Hg des poissons capturés par la SEBJ et Hydro-Québec ont été confiées à différents laboratoires qui ont suivi rigoureusement la même procédure (3).

- 1) Le laboratoire de l'Université du Québec à Montréal utilise la technique CV-AFS décrite par Pichet *et al.* (1999). La limite de détection est de $0,002 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ pour un échantillon lyophilisé type de 100 mg et la limite de quantification est de $0,006 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$.
- 2) Le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs effectue les analyses de Hg par CV-AAS en suivant la méthode décrite par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (Québec, 2003). La limite de détection est de $0,01 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ pour un échantillon type de 300 mg de poids frais et la limite de quantification est de $0,03 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$.
- 3) Les échantillons prélevés par la SEBJ et Hydro-Québec ont été traités en suivant la méthodologie décrite par Tremblay *et al.* (1996) en utilisant la CV-AAS selon la procédure NAQUADAT d'Environnement Canada (Canada, 1979). Cette méthode possède une limite de détection de $0,05 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ de poids frais. Avant 1989, les dosages de Hg ont toujours été effectués sur des homogénats de filets de poisson entiers. Après 1989, ils ont été effectués sur de petits échantillons de chair seulement. En effet, une étude a montré que les concentrations de Hg mesurées sur diverses parties du filet, soit les portions antérieure, médiane et postérieure, ne différaient pas significativement entre elles (Brouard *et al.*, 1990).

Tous les laboratoires ayant participé aux analyses de Hg ont respecté un contrôle de qualité rigoureux comprenant des blancs analytiques, des réplicata d'échantillon, des

analyses d'étalons certifiés et des courbes d'étalonnage. Ces procédures servent à évaluer la précision analytique (réplicabilité et limite de détection) et la fiabilité des résultats (répétabilité, récupération, reproductibilité et justesse). En outre, 10 % de tous les spécimens analysés par la SEBJ et Hydro-Québec étaient aussi expédiés pour analyse de triplicata à l'insu du laboratoire d'analyse sélectionné (échantillons fantômes). La qualité des résultats de l'ensemble des laboratoires ayant procédé aux analyses de Hg a aussi été assurée par leur participation au programme d'assurance qualité du mercure de l'Agence Canadienne d'Inspection des Aliments. Surette :
Différence entre lyophilisé et frais?

Les résultats des analyses de Hg sont toujours exprimés en $mg \times kg^{-1}$ de poids frais et en dernier lieu, les résultats font l'objet d'une vérification supplémentaire qui consiste à faire l'examen visuel de la relation entre les concentrations de Hg et les tailles des spécimens au moyen d'un diagramme de dispersion. Cette vérification permet d'identifier les échantillons qui présentent des valeurs nettement douteuses, lesquelles font alors l'objet d'une reprise d'analyse par le laboratoire.

Longueurs standardisées des poissons

La longueur moyenne des poissons de chaque espèce pour chacun des lacs a été calculée puis ces valeurs ont été distribuées pour déterminer la médiane des moyennes de longueurs. Les longueurs standardisées pour chacune des espèces correspondent à cette médiane des moyennes de longueur par lac, arrondie à vingt-cinq millimètres près. La moyenne est fortement influencée par les valeurs extrêmes, la médiane ne présente pas ce désavantage. Ainsi, la valeur calculée de longueur standardisée au moyen de la médiane est plus représentative de la longueur des poissons que l'on retrouve sur l'ensemble des lacs à l'étude. La longueur standardisée (L_{std}) agit comme une constante dans les équations modélisées pour

chacun des lacs à l'étude. La concentration de Hg prédite ($[Hg]_{L_{std}}$) et le temps t de l'équation de von Bertalanffy ou l'âge prédit ($\hat{Age}_{L_{std}}$) pour une longueur standardisée peuvent alors être déterminés.

Âge prédit des poissons en fonction de leur longueur

La relation entre la longueur et l'âge des poissons dans un lac donné et pour chaque espèce a été décrite à l'aide du modèle de taux de croissance de von Bertalanffy (Ricker, 1980), représentée par la formule 1 :

$$L_T = L_{\infty}(1 - e^{-K(t-t_0)}) \quad \text{(Formule 1)}$$

où L_T est la longueur totale du poisson au temps T (moment de la pêche), L_{∞} est la longueur asymptotique ou la longueur qu'un poisson atteindrait s'il continuait à croître indéfiniment, K est le coefficient de croissance, t_0 est l'âge hypothétique qu'aurait le poisson à une longueur égale à zéro selon l'équation et t est l'âge du poisson à la longueur L_T .

Les données d'âge et de longueur ont été mises en relation à l'aide d'un logiciel statistique, ce qui permet, par itérations, l'évaluation des valeurs des paramètres L_{∞} , t_0 et K qui décrivent la courbe de croissance dans chacun des lacs étudiés.

Concentrations de Hg prédites en fonction de la longueur des poissons

La relation entre les concentrations de Hg et la longueur totale des poissons a été modélisée en utilisant la régression polynomiale avec variables indicatrices (Tremblay *et al.*, 1996; 1998), représentée par la formule 2 :

$$[Hg] = a + b \cdot LTC + c \cdot LTC^2 \quad (\text{Formule 2})$$

où [Hg] sont les concentrations de Hg dans la chair des poissons, a , b et c sont les paramètres du modèle, a est l'ordonnée à l'origine, b est le coefficient de LTC et c est le coefficient de LTC². LTC est la longueur totale centrée du poisson. Nous n'avons pas effectué de transformation sur les données brutes car les longueurs rencontraient les conditions d'application de la méthode (normalité des résidus et homocédasticité; tests de Kolmogorov-Smirnov et de Bartlett) (Tremblay, 1998).

Les paramètres a , b et c de l'équation ont été obtenus grâce à cette procédure qui est suffisamment puissante pour pouvoir modéliser à la fois des régressions linéaires et non linéaires. La régression polynomiale avec variables indicatrices permet de comparer à la fois la position et la forme de la relation entre les concentrations de Hg dans la chair des poissons et la longueur totale pour chacun des lacs.

La validité statistique des modèles de von Bertalanffy de longueur totale en fonction de l'âge, et la validité statistique des régressions polynomiales avec variables indicatrices de concentration en Hg en fonction de la longueur totale a été vérifiée comme suit : 1) Les lacs pour lesquels le modèle n'était pas statistiquement significatif, c'est à dire quand le coefficient de détermination (r^2) n'était pas significativement différent de 0 ($p < 0,05$), ont été retirés de l'analyse finale. 2) L'ajustement des modèles par rapport aux valeurs observées a été vérifié au moyen

de diagrammes de dispersion. Pour que le lac soit conservé dans les analyses subséquentes, la longueur standardisée ne devait pas constituer une extrémité de la distribution des longueurs de poisson ou faire partie d'une classe de longueur non-représentée. Les effectifs autour de la longueur standardisée devaient être bien représentés et l'intervalle de confiance devait être homogène et non-disproportionné autour de la longueur standardisée.

Analyses de corrélation entre les concentrations de Hg prédites et les âges prédits pour une longueur standardisée de poisson

Une analyse de corrélation a été utilisée pour déterminer s'il existe une relation entre les concentrations de Hg prédites et les âges prédits pour chacune des espèces. Lorsqu'une corrélation était existante et significative ($p < 0,05$), une régression de modèle II a été utilisée pour décrire la relation. L'utilisation de la régression de modèle II est préférable à l'utilisation de la régression simple puisque les âges prédits ainsi que les concentrations de Hg prédites sont tous les deux sujettes à des fluctuations aléatoires.

Sur l'ensemble des méthodes de régression de modèle II, nous avons sélectionné l'AMR, car c'est la méthode qui s'applique le mieux en fonction des caractéristiques des variables utilisées : 1) Les corrélations étaient significatives. 2) Les variables n'étaient pas dans les mêmes unités physiques. 3) La variance était à peu près similaire en ordonnée et en abscisse. 4) Nous avons extrait et distribué les résidus en ordonnée et en abscisse pour vérifier la conformité de la distribution à la loi normale avec un test de Shapiro et Wilk. La conformité, et donc la binormalité, a été rencontrée ($p > 0,05$) (Legendre et Legendre, 1998; Legendre, 2001). Finalement, la régression de modèle II a été exprimée sous la forme d'une équation et représentée graphiquement.

Concentrations de Hg prédites et âges prédits selon la latitude et la région hydrographique

Des analyses de corrélations multiples ont été effectuées entre les concentrations de Hg prédites, les âges prédits et la latitude pour chacune des espèces de poisson. Ce type d'analyse permet d'obtenir un coefficient de corrélation de Pearson qui indique l'existence d'une relation linéaire entre les variables et la force de ce lien. Le test de signification sur les coefficients de corrélation (r de Pearson; $r_{pearson}$) indique ensuite la probabilité que ces corrélations soient significatives ($p < 0,05$). Une correction de Bonferroni a été appliquée sur les valeurs seuils de signification tel qu'il est prescrit dans le cas des corrélations multiples (Legendre et Legendre, 1998).

Les lacs ont ensuite été séparés en quatre groupes selon leur localisation spatiale à l'intérieur des treize régions hydrographiques représentées sur le territoire québécois. Les distributions des concentrations de Hg prédites ainsi que les distributions des âges prédits n'étaient pas conformes aux conditions d'utilisation des tests de comparaisons de moyennes paramétriques soit : le test de Shapiro et Wilk pour la normalité et le test de Levene pour l'homocédasticité de la variance entre les groupes. Nous avons donc utilisé des tests non-paramétriques de Kruskal-Wallis pour déterminer la présence de différences significatives entre les distributions des valeurs de concentration de Hg prédites et d'âges prédits. Suite à la détection de différences significatives entre les différents groupes, nous avons utilisé les tests de comparaisons multiples de Noether pour comparer les groupes entre eux et ainsi déterminer quels groupes différaient significativement les uns des autres ($\alpha < 0,05$).

Logiciels statistiques

Les paramètres des régressions polynomiales avec variables indicatrices et des courbes de von Bertalanffy ont été calculés en utilisant le logiciel statistique SPSS version 13 (SPSS Inc, 2004). Toutes les autres analyses ; les distributions, les calculs de moyenne, les corrélations, les tests de corrélations de Pearson, les régressions modèle II : Axe majeur réduit, les tests de conformité à la loi normale, les tests d'homogénéité de la variance, ont été effectués en utilisant le logiciel statistique JMP 5.0 (SAS institute, 2002; Sall et Lehman, 1996). Les régressions de modèle II (axe majeur réduit) ont été effectuées en utilisant le programme de régression modèle II avec tests par permutation (Legendre, 2001).

RÉSULTATS

Étendue de la base de donnée

Après le tri des données, 5266 spécimens de dorés jaunes répartis dans 54 lacs, 2525 spécimens de grands brochets répartis dans 52 lacs et 1641 spécimens de touladis répartis dans 36 lacs ont été retenus. Le type de données retenues comprend les concentrations de Hg dans la chair exprimée au poids frais, les longueurs totales et les âges des poissons. Les concentrations de Hg dans la chair des poissons sont très variables. Les dorés jaunes possèdent entre 0,06 et 3,71 $mg \times kg^{-1}$ de Hg dans la chair, les grands brochets entre 0,07 et 4,11 $mg \times kg^{-1}$ et les touladis entre 0,05 et 6,22 $mg \times kg^{-1}$. Par ailleurs, les longueurs totales chez les dorés jaunes s'étendent entre 110 mm et 780 mm. Les grands brochets ont pour leur part des longueurs totales qui varient entre 150 et 1170 mm et les touladis entre 120 mm et 1060 mm. Les âges des poissons varient entre 0⁺ et 33 ans pour les dorés jaunes, entre 0 et 24 ans pour les grands brochets et entre 1 et 41 ans pour les touladis.

Détermination des longueurs standardisées

Les valeurs moyennes des longueurs totales des dorés jaunes calculées pour chacun des lacs varient entre 290 et 500 mm. Pour les grands brochets, elles varient entre 515 mm et 904 mm, alors que celles des touladis varient entre 340 mm et 700 mm. Les longueurs standardisées qui ont été choisies correspondent approximativement à la médiane de la distribution des valeurs moyennes par lac pour chacune des espèces, soit : 375 mm pour les dorés jaunes, 675 mm pour les grands brochets et 550 mm pour les touladis.

Courbes de croissance et concentrations de Hg en fonction de la longueur

Trois populations de poissons par espèce ont été choisies à des fins de représentation graphique et de comparaison simplifiées. Elles ont été sélectionnées de façon à représenter des populations à croissance lente, moyenne et rapide : elles possèdent un grand, moyen et petit $\hat{\text{Age}}_{\text{Lstd}}$. L' $\hat{\text{Age}}_{\text{Lstd}}$ forme un indicateur simple de la croissance pour une population donnée. Plus l' $\hat{\text{Age}}_{\text{Lstd}}$ est élevé et plus le temps requis pour atteindre cette longueur dans cette population est long et donc, plus la croissance est lente et plus le taux de croissance de cette population est faible. Le tableau 1 présente les paramètres de la régression polynomiale avec variables indicatrices et les paramètres de l'équation de von Bertalanffy associés spécifiquement à ces populations pour chacune des trois espèces. Les $[\text{Hg}]_{\text{Lstd}}$ et les $\hat{\text{Age}}_{\text{Lstd}}$ calculés à partir des modèles ainsi que leurs intervalles de confiance et les coefficients de détermination (r^2) sont aussi indiqués. L'ensemble des paramètres pour chacun des lacs et chacune des espèces se retrouve en annexe (annexes C et D).

La figure 2a montre le diagramme de dispersion des concentrations de Hg total ($\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$) en fonction de la longueur totale (mm) pour les trois populations sélectionnées de dorés jaunes. La figure 2b reprend ces mêmes populations et présente les longueurs totales (mm) en fonction de l'âge (années), ainsi que leurs courbes de croissance respectives. La figure 3 et la figure 4 indiquent les mêmes diagrammes et les mêmes modèles que la figure 2 mais avec des populations différentes de grands brochets et de touladis. L'ensemble des diagrammes de dispersion pour l'ensemble des populations se trouve en annexe (annexes E, F et G).

Tableau 1 Paramètres (a , b et c) de la régression polynomiale (Formule 2) et paramètres (L_{∞} , K et t_0) du modèle de croissance de von Bertalanffy (Formule 1) ainsi que les concentrations de mercure prédites ($[Hg]_{Lstd}$) et les âges prédits (\hat{Age}_{Lstd}) associés, pour trois populations de dorés jaunes (*Sander vitreus*), de grands brochets (*Esox lucius*) et de touladis (*Salvelinus namaycush*) sélectionnées.

Lac	n	a	b	c $\times 10^{-3}$	$[Hg]_{Lstd}$ $\pm IC$ ($mg \times kg^{-1}$)	r^2	$L(\infty)$	K $\times 10^{-2}$	t_0	\hat{Age}_{Lstd} $\pm IC$ (années)	r^2
Dorés jaunes (<i>Sander vitreus</i>) (375mm)											
Dana	32	-924	5,72	9,29	$1,22 \pm 0,26$	0,751	889	3,98	-3,41	$10,4 \pm 1,2$	0,891
Mesgouez	27	-318	1,82	4,48	$0,36 \pm 0,05$	0,917	891	5,42	-2,64	$7,4 \pm 0,7$	0,934
Saint-François	34	-331	1,31	2,82	$0,19 \pm 0,06$	0,803	810	1,45	-1,52	$2,8 \pm 0,5$	0,876
Grands brochets (<i>Esox lucius</i>) (675mm)											
Pusticamica	27	-734	2,78	-4,55	$1,07 \pm 0,18$	0,581	2565	2,59	-2,92	$8,9 \pm 0,4$	0,934
Ouescapis	24	-439	1,73	-1,57	$0,73 \pm 0,09$	0,759	1138	12,62	-1,09	$6,0 \pm 0,4$	0,939
Waconichi	25	-213	0,61	0,66	$0,20 \pm 0,02$	0,855	1096	21,60	-0,86	$3,6 \pm 0,4$	0,892
Touladis (<i>Salvelinus namaycush</i>) (550mm)											
Amichinatwayach	44	-1026	2,73	5,52	$0,48 \pm 0,10$	0,786	1166	3,67	-3,89	$13,5 \pm 1,4$	0,826
Tilly	40	-733	2,03	0,007	$0,39 \pm 0,10$	0,820	1433	3,57	-2,24	$11,3 \pm 0,6$	0,949
Chibougama	110	2670	5,55	12,37	$0,51 \pm 0,12$	0,628	844	8,33	-5,21	$7,5 \pm 1,5$	0,768

n=effectif, r^2 = coefficient de détermination, IC = Intervalle de confiance.

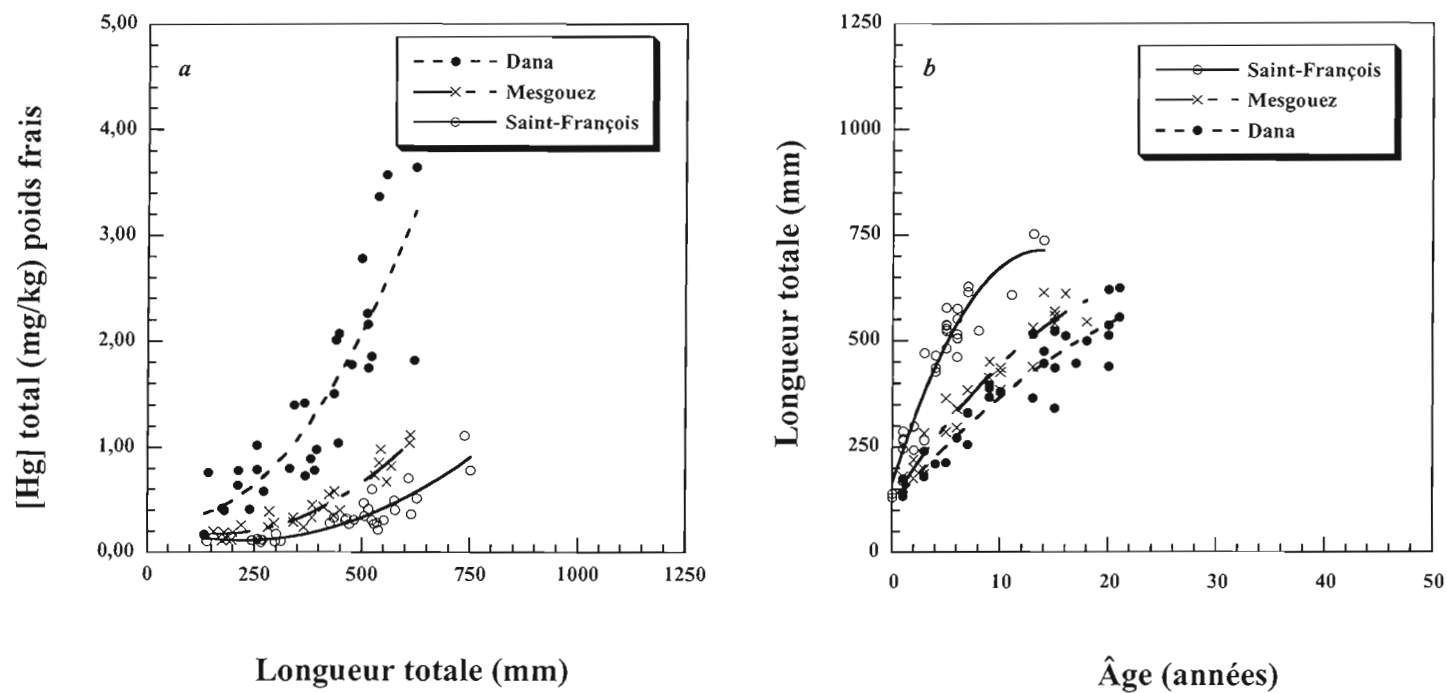


Figure 2 a) Concentrations de Hg total dans la chair en fonction de la longueur et régressions polynomiales avec variables indicatrices et, b) longueur en fonction de l'âge et courbes de croissance de von Bertalanffy pour les dorés jaunes (*Sander vitreus*) dans trois lacs québécois.

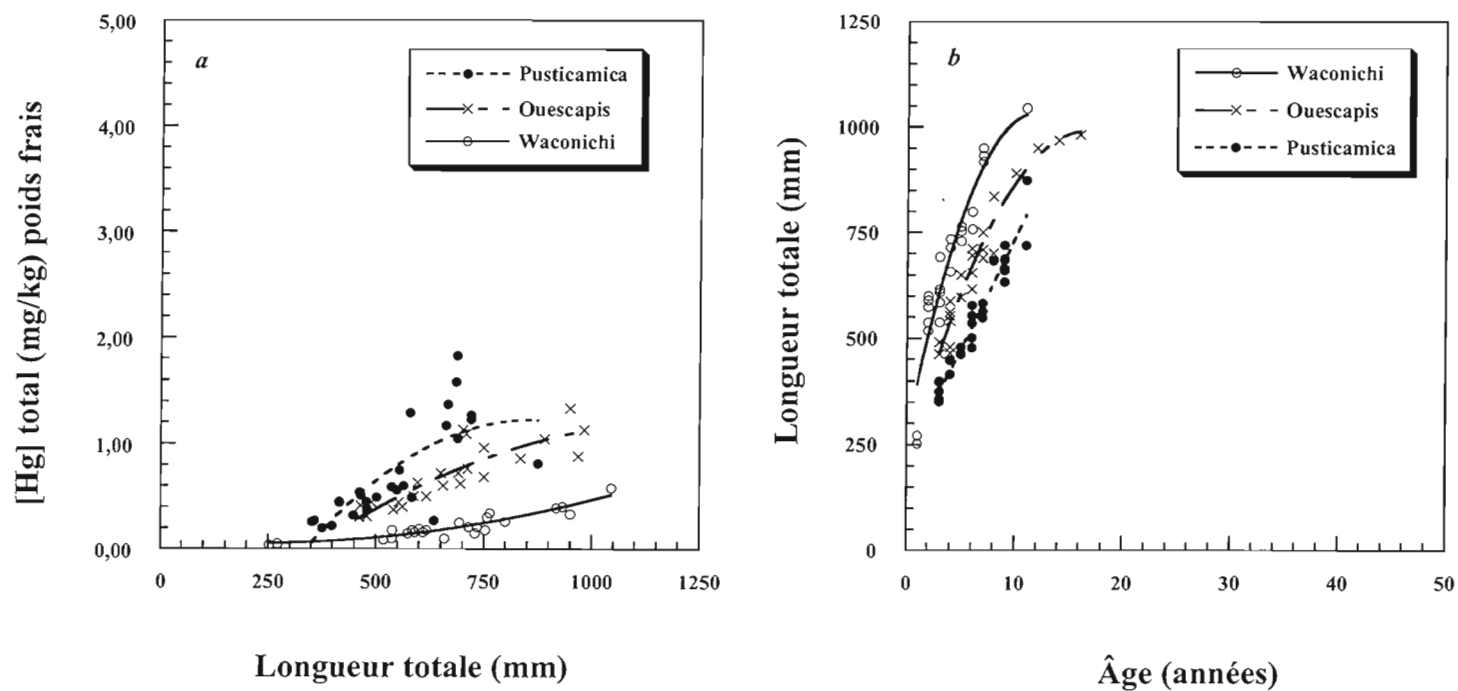


Figure 3 a) Concentrations de Hg total dans la chair en fonction de la longueur et régressions polynomiales avec variables indicatrices et, b) longueur en fonction de l'âge et courbes de croissance de von Bertalanffy pour les grands brochets (*Esox lucius*) dans trois lacs québécois.

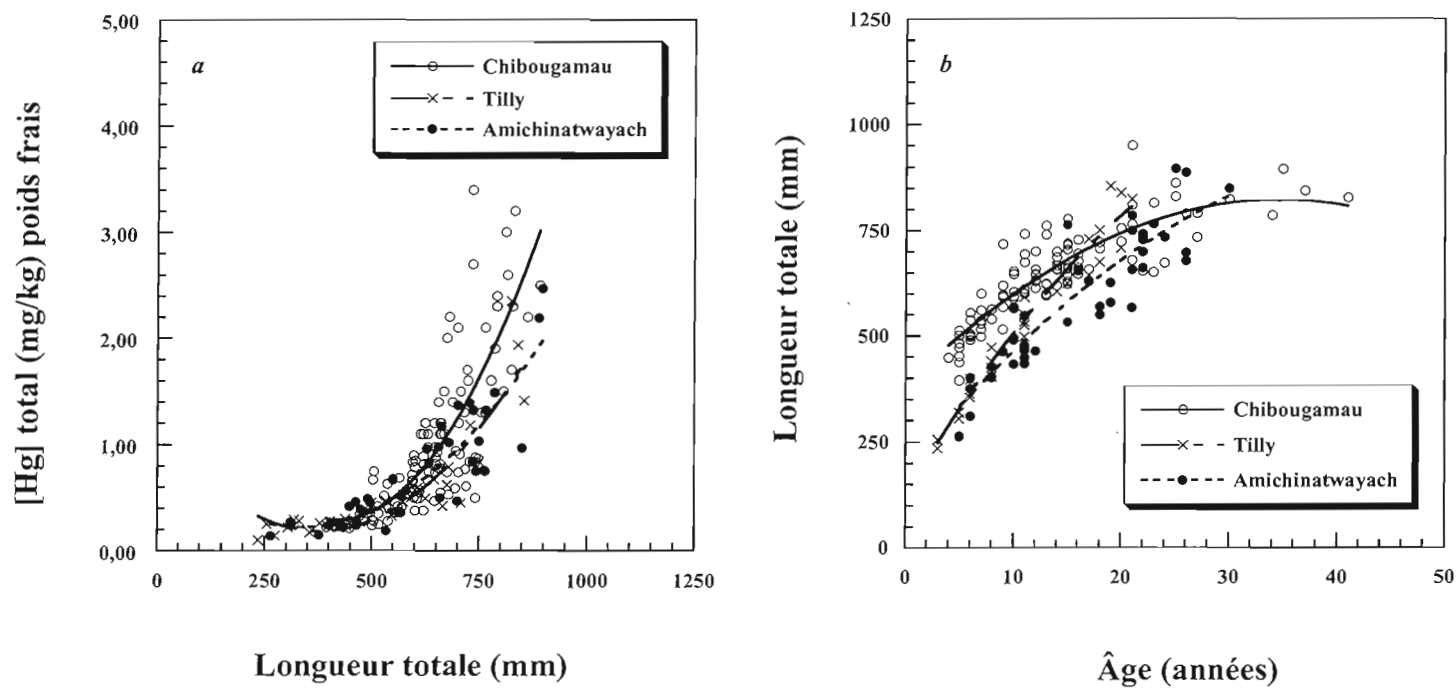


Figure 4 a) Concentrations de Hg total dans la chair en fonction de la longueur et régressions polynomiales avec variables indicatrices et, b) longueur en fonction de l'âge et courbes de croissance de von Bertalanffy pour les touladis (*Salvelinus namaycush*) dans trois lacs québécois.

Les populations types de dorés jaunes présentées à la figure 2a sont celles des lacs Dana, Mesgouez et Saint-François. Les $\hat{\text{Age}}_{375\text{mm}}$ sont de $10,4 \pm 1,2$ ans dans le lac Dana; de $7,4 \pm 0,7$ ans dans le lac Mesgouez et de $2,8 \pm 0,5$ dans le lac Saint-François (tableau 1; figure 2b). Ainsi, les populations de dorés jaunes des lacs Dana, Mesgouez et Saint-François ont respectivement des croissances : lente, moyenne et rapide. Or, la population de dorés jaunes caractérisée par les croissances les plus lentes présente les concentrations de Hg les plus élevées et vice-versa. Les régressions polynomiales (figure 2a) apparaissent dans l'ordre inverse des courbes de croissance (figure 2b). Les dorés jaunes du lac Dana possèdent des concentrations de Hg plus élevées avec une $[\text{Hg}]_{375\text{mm}}$ de $1,22 \pm 0,26 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$. Dans le lac Dana, 90% des poissons dépassent la limite de commercialisation établie à $0,5 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ de Hg dans la chair. Par ailleurs, les concentrations de Hg dans la chair des dorés jaunes du lac Dana vont jusqu'à $3,50 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$. Les dorés jaunes du lac Mesgouez présentent des concentrations de Hg dans leur chair intermédiaire avec une $[\text{Hg}]_{375\text{mm}} = 0,36 \pm 0,05 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$. Dans le lac Mesgouez, 36% des poissons échantillonnés dépassent la limite de commercialisation et les concentrations de Hg dans la chair atteignent $1,10 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$. Quant aux dorés jaunes du lac Saint-François, ils possèdent de faibles concentrations de Hg dans leur chair avec une $[\text{Hg}]_{375\text{mm}}$ de $0,19 \pm 0,06 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$. Dans le lac Saint-François, seulement 13 % des poissons échantillonnés présentent des concentrations de Hg supérieures à la limite de commercialisation (tableau 1, figure 2a).

La figure 3a présente trois populations types de grands brochets : ce sont les lacs Pusticamica, Ouescapis et Waconichi. Les $\hat{\text{Age}}_{675\text{mm}}$ pour ces trois populations de grands brochets sont respectivement de $8,9 \pm 0,4$ ans, de $6,0 \pm 0,4$ ans et de $3,6 \pm 0,4$ ans (tableau 1; figure 3b). La population de grands brochets qui présente les croissances les plus lentes, présente aussi les concentrations de Hg les plus élevées.

Les régressions polynomiales (figure 3a) apparaissent dans l'ordre inverse des courbes de croissance (figure 3b). Les grands brochets du lac Pusticamica possèdent les concentrations de Hg les plus élevées avec une $[Hg]_{675mm}$ de $1,07 \pm 0,18 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ et 50% des spécimens qui dépassent la limite de commercialisation. Dans ce lac, les concentrations de Hg dans la chair vont jusqu'à $1,80 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$. Les grands brochets du lac Ouescapis ont des teneurs intermédiaires avec une $[Hg]_{675mm}$ de $0,73 \pm 0,09 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$. Dans le lac Ouescapis, 64% des spécimens dépassent la limite de commercialisation et les concentrations de Hg dans la chair atteignent $1,30 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$. Dans le lac Waconichi, la $[Hg]_{675mm}$ est de $0,20 \pm 0,02 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ et seulement 4% des grands brochets récoltés dépassent la limite de commercialisation. De plus, les concentrations de Hg se situent entre 0,04 et $0,58 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ (tableau 1, figure 3a).

Enfin, à la figure 4a, les touladis sont représentés par les populations types des lacs Amichinatwayach, Tilly et Chibougamau. Ces populations ont respectivement des croissances lente, moyenne et rapide avec des $\hat{\text{Âges}}_{550mm}$ respectivement de : $13,5 \pm 1,4$ ans, $11,3 \pm 0,6$ ans et $7,5 \pm 1,5$ (tableau 1; figure 4b). Les courbes de croissances ne se distinguent pas les unes des autres de façon aussi marquée que pour les deux autres espèces. Néanmoins, les $\hat{\text{Âges}}_{550mm}$ des trois populations de touladis sont significativement différentes entre eux. Or, la $[Hg]_{550mm}$ du lac Amichinatwayach est de $0,48 \pm 0,10 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$, celle du lac Tilly de $0,39 \pm 0,10 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ et celle du lac Chibougamau de $0,51 \pm 0,12 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ (tableau 1, figure 4a). Contrairement aux deux autres espèces, aucune différence significative entre les $[Hg]_{550mm}$ n'est observée d'une population à l'autre : les intervalles de confiance se chevauchent. Les régressions polynomiales avec variables indicatrices se superposent particulièrement à 550 mm (figure 4a). Les touladis de plus grande taille du lac Chibougamau rencontrent des concentrations de Hg plus élevées par rapport aux autres lacs, mais ils sont aussi plus vieux.

Corrélations multiples entre les $[Hg]_{Lstd}$, les \hat{Ages}_{Lstd} et la latitude

Des analyses de corrélations multiples ont été effectuées entre la latitude, les $[Hg]_{Lstd}$ et les \hat{Ages}_{Lstd} pour chacune des espèces de poissons. Les résultats de cette analyse se retrouvent dans le tableau 2. Les $[Hg]_{Lstd}$ sont significativement corrélés aux \hat{Ages}_{Lstd} pour les dorés jaunes ($r_{pearson}=0,7410$; $p<0,0001$) et pour les grands brochets ($r_{pearson}=0,5204$; $p<0,0001$), mais pas pour les touladis ($r_{pearson}=0,1837$; $p<0,2907$). Aucune corrélation significative entre les $[Hg]_{Lstd}$ et la latitude n'est observée pour l'ensemble des espèces. Une corrélation significative entre les \hat{Ages}_{375mm} pour les dorés jaunes et la latitude est observée ($r_{pearson}=0,5307$; $p<0,0001$), alors qu'aucune corrélation entre les \hat{Ages}_{Lstd} et la latitude n'est observée pour les deux autres espèces de poissons.

Distribution des $[Hg]_{Lstd}$ et des \hat{Ages}_{Lstd} selon les régions hydrographiques.

Les groupes de régions hydrographiques ont été formés de telle sorte que le groupe 1 comprend la région hydrographique du Fleuve Saint-Laurent (00). Cette région hydrographique correspond approximativement à l'écozone de la plaine à forêts mixtes. Le groupe 2 comprend les régions hydrographiques situées dans le sud du Bouclier boréal, soit : Saint-Laurent sud-est (02), Saint-Laurent sud-ouest (03), Outaouais et Montréal (04), Saint-Laurent nord-ouest (05), Saguenay et lac Saint-Jean (06) et Saint-Laurent nord-est (07). Le groupe 3 est formé par les lacs de la région hydrographique Baie de Hannah et de Rupert (08) située dans le moyen Nord québécois et dans le Bouclier boréal. Finalement, le groupe 4 est formé par les lacs des régions hydrographiques Baie James et d'Hudson (09) et Baie d'Ungava (10), situées au Nord et à l'extrême Nord du Québec dans la Taïga du bouclier (figure 1; Québec, 2005; Marshall et Shut, 1999).

Tableau 2 Corrélations multiples pour les dorés jaunes (*Sander vitreus*), les grands brochets (*Esox lucius*) et les touladis (*Salvelinus namaycush*), exprimées par les valeurs des coefficients de corrélation r_{pearson} .

Doré jaune (*Sander vitreus*) $n=54$

	[Hg] _{375mm}	Âge _{375mm}	Latitude
[Hg] _{375mm}	1,0000		
Âge _{375mm}	0,7410 (<0,0001)*	1,0000	
Latitude	0,2097 (0,1280)	0,5307 (<0,0001)*	1,0000

Grand brochet (*Esox lucius*) $n=52$

	[Hg] _{675mm}	Âge _{675mm}	Latitude
[Hg] _{675mm}	1,0000		
Âge _{675mm}	0,5204 (0,0001)*	1,0000	
Latitude	-0,1603 (0,2562)	0,0806 (0,5702)	1,0000

Touladi (*Salvelinus namaycush*) $n=35$

	[Hg] _{550mm}	Âge _{550mm}	Latitude
[Hg] _{550mm}	1,0000		
Âge _{550mm}	0,1837 (0,2907)	1,0000	
Latitude	0,3284 (0,0541)	0,2094 (0,2273)	1,0000

Nota : Les valeurs en **gras** sont significativement différentes de 0 avec les valeurs de probabilité présentées entre parenthèse. L'astérisque(*) indique les valeurs qui sont significatives avec la correction de Bonferroni au nouveau seuil $\alpha = 0,05/3 = 0,16\bar{6}$.

La figure 5 présente les résultats des tests de comparaison entre les différentes distributions des valeurs de $[Hg]_{Lstd}$ et d' \hat{Age}_{Lstd} pour chacune des régions hydrographiques. Une différence significative entre les distributions des valeurs de $[Hg]_{375mm}$ pour les populations de dorés jaunes du groupe 1 par rapport à celles du groupe 3 est trouvée. Les $[Hg]_{375mm}$ sont significativement plus élevées dans le groupe 3 par rapport au groupe 1. La distribution des valeurs d' \hat{Age}_{375mm} est aussi significativement inférieure dans le groupe 1 par rapport aux groupes 3 et 4. Il n'y a pas de différence significative entre les distributions des $[Hg]_{Lstd}$ et des \hat{Age}_{Lstd} d'un groupe de lac à l'autre pour les grands brochets et les touladis.

Concentrations de Hg dans la chair des poissons en fonction de la croissance

Le tableau 2 présente les corrélations entre les $[Hg]_{Lstd}$ et les \hat{Age}_{Lstd} pour chacune des espèces, alors que les figures 6, 7 et 8 illustrent les diagrammes de dispersion des différents estimés de $[Hg]_{Lstd}$ en fonction des \hat{Age}_{Lstd} pour chacune des populations ainsi que les régressions modèle II associées lorsque la corrélation existe. La corrélation et la régression de modèle II sur ces estimés représentent une façon simple de démontrer la relation entre les concentrations de Hg dans la chair des poissons et les taux de croissance des différentes populations d'un lac à l'autre. Les lacs situés à l'extrémité gauche des figures sont des lacs dans lesquels les poissons démontrent une croissance rapide alors qu'à l'extrémité droite ce sont des lacs dans lesquels les poissons croissent lentement.

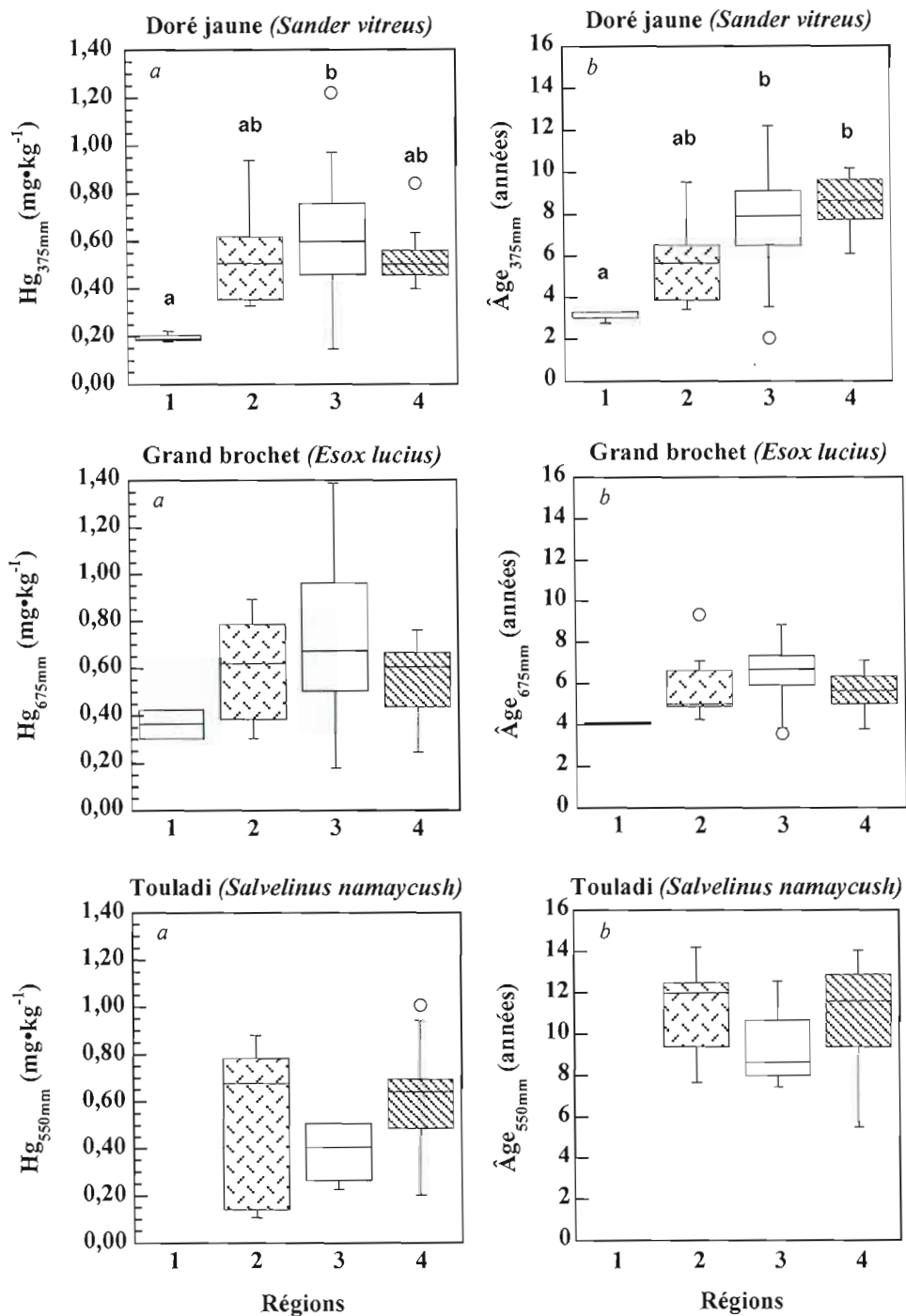


Figure 5 Comparaison des concentrations de Hg prédites aux longueurs standardisées (a) et des âges prédits aux longueurs standardisées (b) entre les différents groupes de régions hydrographiques pour les dorés jaunes (*Sander vitreus*), les grands brochets (*Esox lucius*) et les touladis (*Salvelinus namaycush*).

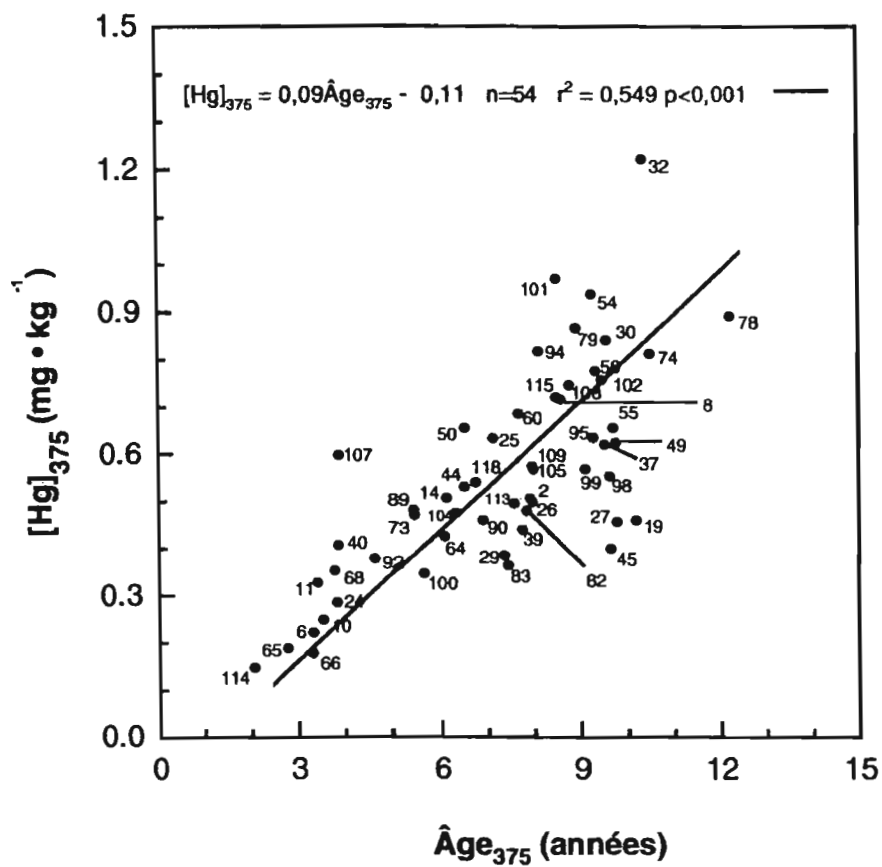


Figure 6 Concentrations de Hg total prédites ($\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$) en fonction de l'âge prédit (années) à la longueur standardisée de 375 mm pour les dorés jaunes (*Sander vitreus*) dans les différents plans d'eau à l'étude (se référer à l'annexe B pour l'identification des lacs).

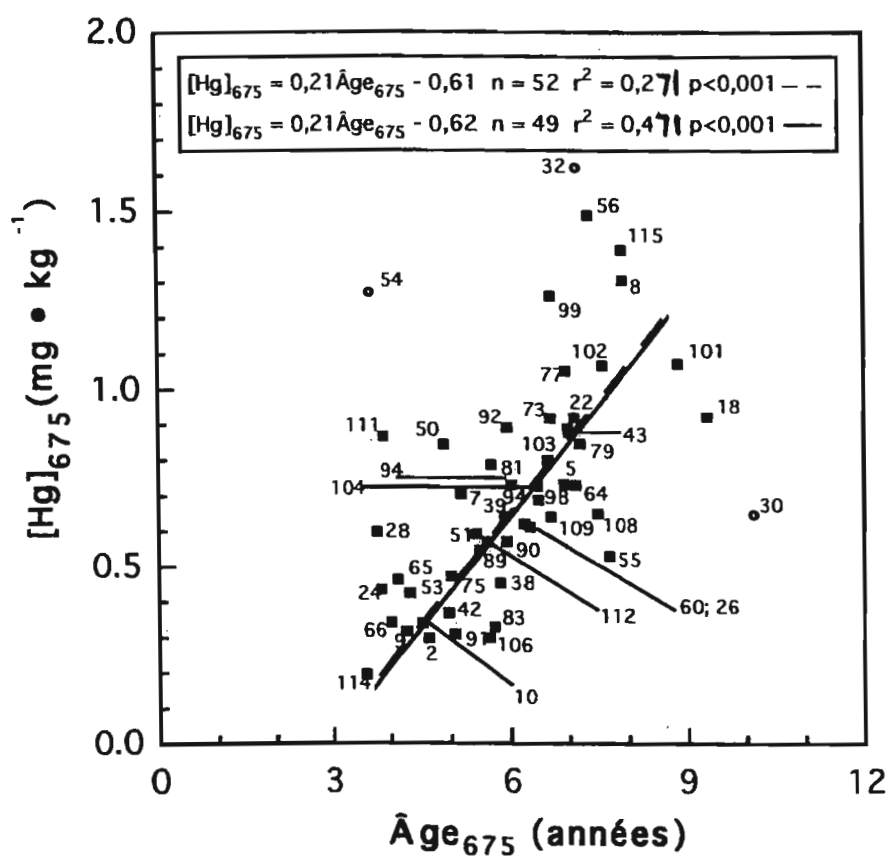


Figure 7 Concentrations de Hg total prédites ($\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$) en fonction de l'âge prédit (années) à la longueur standardisée de 675 mm pour les grands brochets (*Esox lucius*) dans les différents plans d'eau à l'étude (se référer à l'annexe B pour l'identification des lacs). La relation (-----) qui inclue les valeurs extrêmes (O) et la relation (—) qui exclue ces valeurs sont représentées.

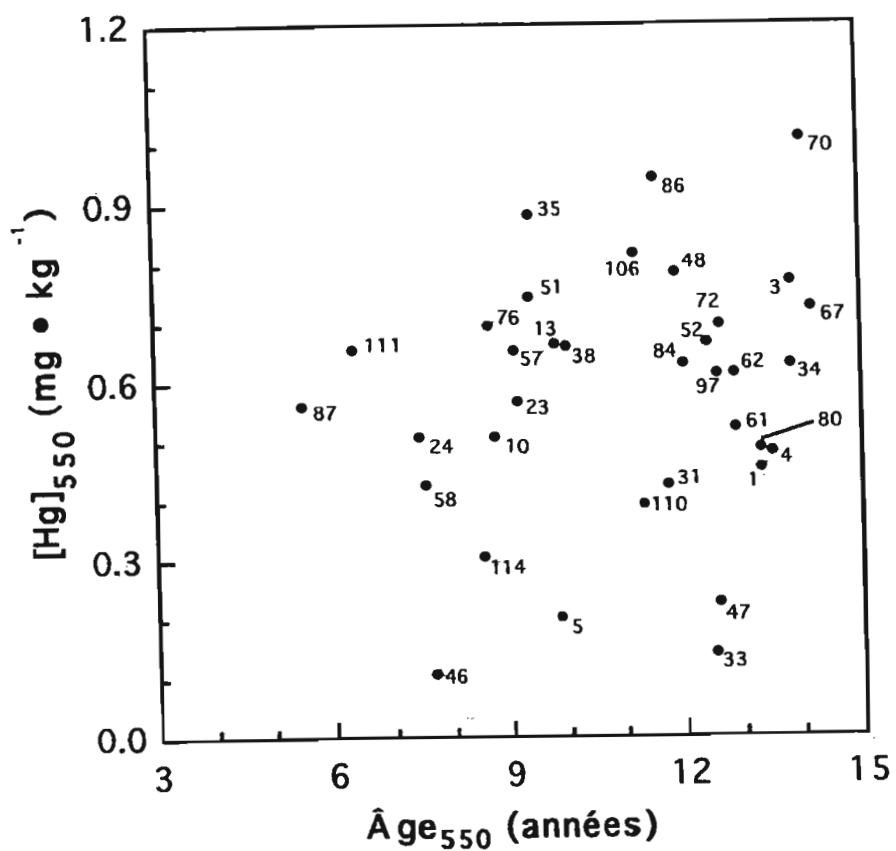


Figure 8 Concentrations de Hg total prédites ($\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$) en fonction de l'âge prédit (années) à la longueur standardisée de 550 mm pour les touladis (*Salvelinus namaycush*) dans les différents plans d'eau à l'étude (se référer à l'annexe B pour l'identification des lacs).

Une grande variabilité des $[Hg]_{Lstd}$ est observée pour les trois espèces de poisson considérées. En effet, les $[Hg]_{Lstd}$ varient entre $0,15 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ et $1,22 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ pour les dorés jaunes; entre $0,20$ et $1,62 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ pour les grands brochets et entre $0,11$ et $1,01 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ pour les touladis. Les valeurs d' Age_{Lstd} varient aussi de façon importante : entre 2.1 et 12.2 ans pour les dorés jaunes, entre 3.6 et 10.1 ans pour les grands brochets et entre 5.5 et 14.2 ans pour les touladis. Il existe une corrélation positive entre les estimés de $[Hg]_{Lstd}$ et d' Age_{Lstd} pour les dorés jaunes et les grands brochets (tableau 2; figures 6 et 7). En effet, les lacs où les $[Hg]_{Lstd}$ sont les plus basses correspondent aux lacs où les poissons présentent les $\hat{\text{Age}}_{Lstd}$ les plus faibles. Par exemple, les populations de dorés jaunes des lacs Waconichi (114), St-François (65) et Saint-Pierre (66) présentent les $\hat{\text{Age}}_{375\text{mm}}$ les plus faibles (2,1 à 3,3 ans) et ces mêmes populations ont aussi les $[Hg]_{375\text{mm}}$ les plus faibles ($0,15$ à $0,19 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$). À l'opposé, les populations de dorés jaunes des lacs Dana (32), Lessard (74) et Malartic (78) présentent les $\hat{\text{Age}}_{375\text{mm}}$ les plus élevés (10,4 à 12,2 ans) et les $[Hg]_{375\text{mm}}$ les plus élevées ($0,81$ à $1,22 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$). La corrélation simple entre les $[Hg]_{375\text{mm}}$ et les $\hat{\text{Age}}_{375\text{mm}}$ indique une relation positive très forte ($r_{\text{pearson}}=0,7410$; $p<0,0001$, tableau 2). La pente de la droite qui exprime cette relation est de $0,09 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1} \times \text{année}^{-1}$ (figure 6). Ainsi, pour chaque année supplémentaire que les dorés jaunes d'une population prendraient pour atteindre 375 mm (croissance plus lente), leur concentration de Hg prédite s'élèverait selon le modèle de $0,09 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$.

La corrélation simple entre les $[Hg]_{675\text{mm}}$ et les $\hat{\text{Age}}_{675\text{mm}}$ pour les grands brochets indique une relation positive moins forte ($r_{\text{pearson}}=0,5204$; $p<0,0001$, tableau 2) que dans le cas des dorés jaunes ($r_{\text{pearson}}=0,7410$; $p<0,0001$) (tableau 2). Cependant, si l'on retire trois lacs pour lesquels les valeurs sont extrêmes, soient les lacs Gaotanaga (54), Coutaceau (30) et Dana (32), la relation linéaire positive devient plus forte avec un coefficient de détermination de 0,471 ($p<0,001$) plutôt que de 0,271 ($p<0,001$)

cas des dorés jaunes, plus l'Âge_{675mm} est élevé pour une population donnée et plus la [Hg]_{675mm} est élevée avec une pente égale à $0,21 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1} \times \text{année}^{-1}$. Ainsi, pour chaque année supplémentaire que les grands brochets d'une population prendraient pour atteindre 675 mm (croissance plus lente), leur concentration de Hg prédite s'élèverait selon le modèle de $0,21 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$, ce qui indique un taux d'accumulation plus élevé que celui du doré jaune.

Dans le cas des touladis, la variation [Hg]_{550mm} dans la chair est indépendante des Âges_{550mm} ($r_{\text{pearson}}=0,1837$; $p<0,2907$; tableau 2). L'absence de corrélation est représentée à la figure 8. La figure 8 présente le diagramme de dispersion des [Hg]_{550mm} ($\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$) en fonction des Âges_{550mm} (années) pour les différentes populations de touladis.

DISCUSSION

Variabilité des concentrations de Hg dans la chair

Nos résultats indiquent une grande variabilité des teneurs en Hg dans la chair des poissons piscivores à l'étude. En effet, les concentrations varient d'environ un dixième à plus de dix fois la concentration de Hg maximale pour la commercialisation ($0,5 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$). Parmi les 9476 poissons échantillonnés, 50% dépassent cette limite de commercialisation et les plus hautes concentrations atteignant $6,00 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$. De plus, sur l'ensemble des 100 lacs québécois échantillonnés, les concentrations de Hg standardisées pour la taille des poissons varient par un facteur jusqu'à près de dix (dorés jaunes : $0,15\text{-}1,22 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$, grands brochets : $0,20\text{-}1,62 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$, touladis : $0,11\text{-}1,01 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$). En outre, plus de 60 % des lacs ont une valeur de $[\text{Hg}]_{\text{Lstd}}$ supérieure à $0,5 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ de Hg. De plus, les distributions des $[\text{Hg}]_{\text{Lstd}}$ d'un groupe de régions hydrographiques à l'autre démontrent une grande variabilité : une seule différence significative entre les distributions des $[\text{Hg}]_{\text{Lstd}}$ est observée et ce, seulement entre le groupe 1 et le groupe 3 et seulement dans le cas du doré jaune. De plus, le groupe 1 représente 3 lacs du sud dans la région du Fleuve St-Laurent, et le groupe 3, représente plusieurs lacs (30) du moyen nord dans la région de la Baie de Hannah et de Rupert. Ainsi, de façon surprenante, sur plus de 10 degrés de latitude et près de 15 degrés de longitude (1320 par 800 km) (figure 1; annexe B), la variabilité des $[\text{Hg}]_{\text{Lstd}}$ ne s'explique pas par des différences de latitude ou de région hydrographique (tableau 2; figure 5). Néanmoins, davantage de lacs au Sud devront être ajouté à l'analyse pour confirmer les relations. Entre autres, pour le touladi ailleurs au Canada, Evans et al. (2005) ont observé des concentrations de Hg plus élevées dans les lacs du bassin de la rivière Mackenzie (au Nord) que dans les lacs du nord de l'Alberta et de la Saskatchewan (au Sud). Cependant, nos résultats s'accordent avec une variabilité interlac importante

rapportée dans d'autres études. En effet, on a rapporté des concentrations de Hg variant de 3 à 6 fois entre les lacs et ce, souvent pour une même région (Cope *et al.*, 1990; Bodaly *et al.*, 1993; Driscoll *et al.*, 1994; Schetagne et Verdon, 1999; Simoneau *et al.*, 2005)

Variabilité des taux de croissance

La variabilité des taux de croissance entre les populations de poissons est largement reconnue dans la littérature (Pauly, 1978; Weatherley et Gill, 1987; Craig, 2000; Froese et Pauly, 2000). Nos résultats témoignent de cette variabilité par l'étendue des valeurs de l'indicateur de croissance $\hat{\text{Age}}_{\text{Lstd}}$ pour chacune des espèces (dorés jaunes : 2.1-12.2 ans, grands brochets : 3.6-10.1 ans, touladis : 5.5-14.2 ans). Les valeurs obtenues d' $\hat{\text{Age}}_{375\text{mm}}$ pour les dorés jaunes concordent avec ceux de Simoneau *et al.* (2005). Les auteurs avaient aussi remarqué une grande variabilité des $\hat{\text{Age}}_{\text{Lstd}}$ (longueur standardisée de 350 mm). De plus, ils avaient remarqué que certaines populations de dorés présentaient des croissances rapides malgré leur localisation géographique nordique et que dans une même région, des populations à croissances rapides et lentes étaient présentes. Cependant, malgré la présence de populations à croissances lentes et rapides dans une même région, lorsque 54 populations de dorés jaunes sont prises en compte, une forte corrélation entre les $\hat{\text{Age}}_{\text{Lstd}}$ et la latitude est observée ($r=0,5307$, $p<0,0001$; tableau 2). Ce dernier résultat va dans le sens du schéma généralement rencontré selon lequel les populations de dorés jaunes les plus nordiques démontrent des croissances plus lentes (Hazel et Fortin, 1986; Colby et Nepsky, 1981; Galarowicz et Wahl, 2003). Par ailleurs, cette corrélation pourrait expliquer la différence significative que nous observons entre les distributions des $\hat{\text{Age}}_{375\text{mm}}$ du groupe 1, représentant les lacs du sud dans la région hydrographique du Fleuve Saint-Laurent, et les distributions des groupes 3 et 4 représentant les régions nordiques. De même, ceci pourrait aussi expliquer la différence entre les distributions des $[\text{Hg}]_{375\text{mm}}$ du groupe 1 par rapport au groupe 3 étant donné la

corrélation démontrée entre les $[Hg]_{375mm}$ et les \hat{Age}_{375mm} ($r=0,7410$; $p<0,0001$; tableau 2, figure 6). Pour les grands brochets et les touladis, l' \hat{Age}_{Lstd} n'est pas corrélé avec la latitude (tableau 2). L'absence de différence significative entre les groupes de régions hydrographiques pour ces deux espèces témoigne de cette absence de relation et d'une grande variabilité interlac des taux de croissance. Ceci demeure surprenant car, la température, le nombre de degrés-jours et la latitude sont généralement corrélés avec les taux de croissance des poissons (Pauly, 1980; Colby et Nepsky, 1981; Modde et Scalet, 1985; Hazel et Fortin, 1986; Weatherley et Gill, 1987; Clapp et Wahl, 1996; Claramunt et Wahl, 2000; Craig, 2000; Galarowicz et Wahl, 2003). Par ailleurs, les taux de croissance ont été corrélés avec la température pour les grands brochets (Casselman, 1978) et les touladis (Dwyer *et al.*, 1981; O'Connor *et al.*, 1981).

Concentration de Hg dans la chair et taux de croissance

Une relation très forte entre les $[Hg]_{375mm}$ et les \hat{Age}_{375mm} est démontrée pour les dorés jaunes ($r_{pearson}=0,7410$; $p<0,0001$, tableau 2; $r^2=0,549$; $p<0,001$, figure 6). Ce résultat va dans le même sens que ceux d'études antérieures concernant les dorés jaunes. D'ailleurs, il confirme le résultat obtenu par Simoneau *et al.* (2005) qui ont démontré une corrélation positive très forte entre les $[Hg]_{Lstd}$ et les \hat{Age}_{Lstd} (longueur standardisée de 350 mm) pour douze populations de dorés jaunes au Québec ($r=0,9244$; $p<0,001$). Cependant, la présente étude est beaucoup plus représentative de l'ensemble des lacs du territoire québécois, comprenant plus d'une cinquantaine de lacs québécois ($n=54$) et couvrant une étendue géographique appréciable (1320 km x 800 km). Harris et Bodaly (1998) ont aussi montré, par un modèle bioénergétique, que 19% de la différence des concentrations de Hg dans la chair des dorés jaunes (longueur standardisée de 400 mm à la fourche) du lac Orange par rapport à ceux du lac Trout en Ontario était expliqué par les taux de croissance. Dans une étude portant

sur des pêches intensives conduites dans cinq lacs expérimentaux du moyen Nord québécois, les taux de croissance des dorés jaunes ont augmenté de 20% pour chacune des classes d'âge des dorés jaunes (Doire, 2003; Garceau *et al.*, 2005). Or, en parallèle, cette augmentation des taux de croissance pouvait expliquer, en partie, la réduction de 33% des concentrations de Hg dans la chair des dorés jaunes du lac le plus sensible (Surette, 2005). En outre, les réductions observées dans les concentrations de Hg ne pouvaient s'expliquer par une réduction du MeHg en circulation dans les lacs (Surette *et al.*, 2005), pas plus que par un changement de niveau trophique, de régime alimentaire ou d'apport en Hg (Surette, 2005).

En ce qui a trait aux grands brochets, nos résultats indiquent une corrélation positive entre les $[Hg]_{675mm}$ et les $\hat{A}ges_{675mm}$ ($r_{pearson}=0,5204$, $p<0,0001$, tableau 2; $r^2=0,271$, $p<0,001$, figure 7). Cependant, trois lacs sur l'ensemble ($n=52$), soit les lacs Coutaceau (30), Dana (32) et Gaotanaga (54) présentent des valeurs extrêmes tel que déterminé par le test des distances de Mehalanobis. Lorsque ces lacs sont retirés des analyses, la corrélation entre les $[Hg]_{675mm}$ et les $\hat{A}ge_{675mm}$ pour les grands brochets est beaucoup plus forte ($r^2=0,471$; $p<0,001$, figure 7). Malgré le retrait de ces lacs extrêmes de l'analyse, la relation observée dans le cas des grands brochets est moins forte que celle obtenue pour les dorés jaunes. Il est possible que le modèle de von Bertalanffy ne soit pas le modèle le plus représentatif de la croissance des grands brochets pour toutes les populations, particulièrement lorsque ceux-ci ne dépassent pas 4 à 6 ans dans un lac donné. De plus, il existe une différence marquée, reconnue dans la littérature (Craig, 1996), entre la croissance des femelles et celle des mâles, ce qui peut apporter davantage d'erreur. D'autant plus que les effectifs pour cette espèce étaient plus faibles. Cependant, dans la littérature, on retrouve des résultats qui vont aussi bien dans le même sens que dans le sens contraire de nos résultats. Wren et MacCrimmon (1986) ont observé des concentrations de Hg plus élevées dans la chair des grands brochets du lac Tadenac par rapport à ceux de la Baie de Tadenac et ce,

pour toutes les tailles de poisson. Ces lacs sont situés en Ontario, le lac Tadenac se déverse dans la Baie de Tadenac, qui est jointe au lac Huron par un canal étroit d'environ 0,5 km de long. Les concentrations de Hg, ajustées pour les longueurs moyennes, étaient respectivement de 0,86 et de 0,38 $mg \times kg^{-1}$ dans le lac Tadenac et la Baie de Tadenac. Pourtant, les taux de croissance des grands brochets du lac Tadenac étaient plus rapides. Cependant, dans le lac Tadenac, plusieurs espèces de poissons connues pour être des proies des grands brochets présentaient des concentrations de Hg plus élevées et que les concentrations de Hg dans les sédiments étaient aussi plus élevées. Après les pêches intensives effectuées dans de petits lacs oligotrophes en Suède et en Finlande, Göthberg (1983) et Verta (1990) ont observé une réduction des concentrations de Hg dans la chair des grands brochets et une augmentation conjointe de leur taux de croissance. Par contre, suite aux pêches intensives réalisées dans le nord du Québec, Surette (2005) a observé une diminution des concentrations de Hg dans la chair des grands brochets dans deux des cinq lacs récoltés, alors qu'aucun changement de taux de croissance n'a été rapporté (Doire, 2003; Garceau *et al.*, 2005).

Les $[Hg]_{550mm}$ ne sont pas expliquées par l'Âge_{550mm} dans le cas des touladis ($r_{pearson}=0,1837$, $p<0,2907$; tableau 2; figure 8). Parmi les études qui se sont penchées sur cette relation pour le touladi, une étude rapporte l'absence de relation entre les concentrations de Hg et les taux de croissance pour les spécimens récoltés ($n=17$) d'une population de touladis du lac Moosehead au Maine (Stafford et Haines, 2001). À l'inverse, Stafford *et al.* (2004) ont découvert une relation négative entre les concentrations de Hg et les taux de croissance pour une population de touladis du lac Flathead au Montana. Ces études différaient complètement de la nôtre. Elles s'intéressaient à la variabilité des concentrations de Hg entre les spécimens à l'intérieur d'une même population. En outre, les procédures statistiques différaient entre les deux études. Dans le premier cas, les auteurs ont utilisé un index de

croissance réalisé à partir des résidus du logarithme de la longueur et de l'âge, alors que dans le deuxième cas, ils ont procédé à une régression multiple incluant la masse et un index de croissance réalisée à partir des résidus du logarithme de la masse et de l'âge. Stafford *et al.* (2004) expliquent les résultats obtenus par Stafford et Haines (2001) par les différences possibles de régime alimentaire et de physiologie qui peuvent obscurcir la relation surtout lorsqu'une faible variation de croissance entre les individus est observée. Par ailleurs, pour 20 lacs situés dans la région de la rivière Mackenzie, les Evans *et al.* (2005) rapportent des âges moyens beaucoup plus élevés que dans le nord de l'Alberta. Simultanément, les concentrations de Hg observées ont plus de deux fois les concentrations de Hg moyennes observées dans le sud. Les auteurs avancent que les taux de croissance plus lents peuvent avoir entraîné cette différence. Il est important de remarquer que la moyenne des âges n'est pas l'équivalent de l'âge prédit à longueur standardisée. À plusieurs reprises dans la littérature, les concentrations de Hg ont été corrélées positivement avec l'âge des poissons (Gutenmann *et al.*, 1992; Lange *et al.*, 1993; Evans *et al.* 2005). Il est possible que les concentrations de Hg dans la chair des touladis dépendent davantage de leur longévité que de leur croissance, d'ailleurs à partir d'un certain âge. Les lacs possédant des touladis très âgés, par exemple le lac Chibougamau, présentaient aussi des concentrations de Hg beaucoup plus élevées.

Les concentrations de Hg dans la chair et le taux de croissance a été étudié dans la littérature pour d'autres espèces. Les méthodologies étaient aussi très variables néanmoins, différentes relations (positives ou négatives) ont été rapportées. Dans le cas des corégones (*Coregonus clupeaformis*), Doyon *et al.* (1998) ont répertorié des taux d'accumulation de Hg supérieures pour les populations de corégones naines par rapport aux populations de corégones normales issues de quatre stations du complexe hydroélectrique La Grande situé au nord du Québec. Les concentrations de Hg moyennes des populations naines dépassaient de 3 fois les concentrations de Hg des populations normales. Bien que les proies consommées aient été différentes, les

concentrations de Hg dans ces proies étaient similaires. Or, les taux de croissance, eux, étaient plus rapides pour les populations normales. Par ailleurs, dans le cas des corégones toujours, une relation négative entre le logarithme des concentrations de Hg et le taux de croissance (avec la masse dans le modèle) a aussi été démontrée (Stafford et Haines, 2004). Dans le cas d'une étude portant sur des perchaudes (*Perca flavescens*), des concentrations de Hg de 50% inférieures dans les lacs expérimentalement enrichis en nutriments par rapport aux lacs de référence possédant le même pH, ont été rapportées (Essington et Houser, 2003). Or, les perchaudes des lacs enrichis présentaient des tailles 4 à 5 fois plus grandes après le même temps expérimental dans les lacs enrichis. Dans le cas des perches (*Perca fluviatilis*) cette fois, Rask *et al.* (1997) ont rapporté une réduction de près de 50% des concentrations de Hg associée avec une augmentation importante du taux de croissance. Cette augmentation a été observée suite à l'effondrement presque total de cette même population dans un petit lac en Finlande. Au contraire, pour des mulets perlés (*Semotilus margarita*), Rudd et Turner (1983) ont observé une augmentation des concentrations de Hg dans la chair et une augmentation des taux de croissance. Ils ont effectué une étude expérimentale dans laquelle la productivité primaire était stimulée dans des enceintes de 100 m³. De plus, chez deux espèces de rascasses, la rascasse de fond et la rascasse du large (*Helicolenus dactylopterus* et *Pontinus kuhlii*), qui vivent en mer, des corrélations positives entre les concentrations de Hg et les taux de croissance ont été trouvées (Monteiro *et al.*, 1991).

Bien que sur l'ensemble des études discutées, certaines semblent être en accords entre elles ou avec nos résultats, les études divergent passablement les unes des autres. Certaines études présentent les différences de concentration de Hg dans la chair des spécimens d'un même lac (Stafford et Haines, 2001; Stafford *et al.*, 2004) ou les différences de concentration de Hg pour différentes populations dans quelques lacs rapprochés (Wren et MacCrimmon, 1986; Doyon *et al.*, 1998; Harris et Bodaly, 1998). Finalement, certaines études concernent des changements de concentration de

Hg pour une même population suite à un impact (pêche, mortalité, enrichissement) (Göthberg, 1983; Rudd et Turner, 1983; Verta, 1990; Rask *et al.*, 1997; Essington et Houser, 2003; Surette, 2005). Notre étude a l'avantage de s'attarder à la variabilité des concentrations de Hg dans la chair des poissons d'un lac à l'autre pour des dizaines de lacs pouvant être très éloignés les uns des autres. La divergence des réponses obtenues entre les résultats de notre étude et ceux des études antérieures peut s'expliquer par l'échelle de variabilité limitée étudiée dans le passé. En effet, si deux ou trois lacs sont choisis au hasard à l'intérieur des figures 6, 7 ou 8, tous les types de relation interlac sont possibles. Lorsqu'il s'agit de comparer les résultats d'études antérieures concernant la même échelle de variabilité entre eux, les mesures des taux de croissance ou les procédures statistiques utilisées étaient différentes, ce qui rend la comparaison difficile.

Lorsque nous considérons toutes les études mentionnées plus tôt, nous remarquons que la plupart, à l'exception de celles de Monteiro *et al.* (1991), Stafford et Haines (2001), Wren et MacCrimmon (1986) et Rudd et Turner (1983), rapportent une relation négative entre les concentrations de Hg dans la chair des poissons et leur taux de croissance. Ainsi, la plupart vont dans le sens de la dilution par la croissance. Dans notre étude, afin de travailler sur une grande échelle, nous avons utilisé la régression polynomiale avec variables indicatrices et le modèle de von Bertalanffy. Certains modèles étaient plus représentatifs que d'autres en fonction du rendement des pêches expérimentales. Le nombre de poissons capturés et les étendues de tailles et d'âges étaient déterminants de la précision des modèles (annexes C à F). L'utilisation de modèles implique donc une variabilité des valeurs de $[Hg]_{LStd}$ et d' \hat{Age}_{LStd} . De plus, pour certains lacs, la combinaison de données issues de plusieurs pêches effectuées à différents moments est une autre source de variabilité, cette fois, temporelle (sur 10 ou 20 ans) pour ces lacs par rapport aux autres. De plus, le territoire s'étendait sur plus de 10 degrés de latitude et près de 15 degrés de longitude (1320 km par 800 km), si bien que plusieurs facteurs peuvent être une source de

variabilité des concentrations de Hg et des taux de croissance des poissons. Or, malgré ces multiples sources de variabilité des valeurs de $[Hg]_{Lstd}$ et d' \hat{Age}_{Lstd} , nos résultats démontrent une forte corrélation entre ces deux variables pour les dorés jaunes et les grands brochets (figure 6 et 7). Ainsi, il semblerait que pour au moins deux espèces, les dorés jaunes et les grands brochets, une forte relation inverse entre les concentrations de Hg et le taux de croissance soit présente, ce qui va aussi dans le sens de la dilution par la croissance.

Le cas particulier des touladis

L'absence de relation entre les $[Hg]_{550m}$ et les \hat{Age}_{550mm} pour les touladis ($r_{pearson}=0,1837$; $p<0,2907$; tableau 2; figure 8) apparaît surprenante. Quelques hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ce résultat. Premièrement, tel que rapporté par Evans et al. (2005), il est possible que les touladis atteignent dans certains lacs des âges beaucoup plus avancés malgré qu'ils possèdent une taille similaire. Deuxièmement, des différences importantes de niveaux trophiques entre les populations pourraient obscurcir complètement la relation. En effet, dans une étude portant sur près d'une centaine de lacs de touladis en Ontario, les lacs ont été catégorisés en trois classes selon la présence ou l'absence de certaines espèces. Les lacs de classe 1 avaient les chaînes alimentaires les plus courtes sans *Mysis relicta* (Mysidacea : Mysidae), un crustacé zooplanctivore d'eau douce, et sans proie pélagique. Les lacs de la classe 2 avaient des chaînes alimentaires de longueurs intermédiaires avec la présence de proies pélagiques et ceux de la classe 3 avaient les chaînes les plus longues avec la présence de *M. relicta* et de proies pélagiques. Or, les auteurs ont découvert que les concentrations de Hg dans la chair des touladis augmentaient de 2 à 3 fois de la classe 1 à la classe 3 (Cabana et Rasmussen, 1994; Cabana *et al.*, 1994). Dans le même sens, Vander Zanden et Rasmussen (1996) ont observé que les concentrations de Hg dans la chair des touladis étaient de beaucoup

supérieures dans les lacs où il y avait eu l'introduction de populations de proies pélagiques comme les éperlans arc-en-ciel (*Osmerus mordax*). Les éperlans arc-en-ciel venaient occuper une niche trophique plus élevée et non-occupée auparavant par les populations de poissons indigènes (Vander Zanden et Rasmussen, 1996; Swanson, 2003). De plus, dépendamment de la présence ou de l'absence de proies, certaines populations de touladis sont contraintes à demeurer majoritairement non-piscivores (Martin, 1966; Konkle et Sprules 1986; Pazzia *et al.*, 2002).

L'efficacité de croissance

Des différences importantes d'efficacité de croissance d'une population de touladis à l'autre pourraient expliquer l'absence de relation entre les $[Hg]_{550m}$ et les $\hat{A}ges_{550mm}$. L'efficacité de croissance est la fraction de la biomasse consommée qui est retenue sous forme de biomasse corporelle plutôt que simplement une mesure de la biomasse acquise (croissance) (Kerr, 1971). Nous savons que la prise alimentaire est intimement liée (environ 85%) à l'accumulation de MeHg (Phillips et Buhler, 1978; Rodgers et Beamish, 1981; Hall *et al.*, 1997) et que la presque totalité du Hg dans le poisson est sous la forme méthylée (Grieb *et al.*, 1990; Bloom 1992). Ainsi, même si les poissons d'une population donnée présentent des croissances plus rapides que d'autres, ils peuvent en fait avoir des concentrations de Hg plus élevées si leur efficacité de croissance est plus faible. Par exemple, plusieurs études soutiennent que la grosseur de la proie aurait un effet sur l'efficacité de croissance des poissons (Kerr, 1971; Trudel *et al.*, 2001; Pazzia *et al.*, 2002; Sherwood *et al.*, 2002; Henderson *et al.*, 2004). Pazzia *et al.*, (2002) rapportent une efficacité de croissance deux fois plus faible, des taux de consommation plus élevés, des coûts métaboliques plus élevés et une efficacité d'assimilation plus faible chez les touladis non-piscivores par rapport aux touladis piscivores. Bien que l'efficacité de croissance n'ait pas été évaluée, on sait aussi que le taux de croissance des touladis a augmenté lorsqu'ils ont été mis en

présence d'éperlans arc-en-ciel dans le lac Tadenac en Ontario (MacCrimmon *et al.*, 1983) et a subi une réduction après l'établissement de *M. relictus* (Bowles *et al.*, 1991; Stafford *et al.*, 2002). Les touladis ont des besoins très spécifiques en termes d'habitat, particulièrement en termes de températures, qui peuvent être déterminant dans leur efficacité de croissance (Dwyer *et al.*, 1981; O'Connor *et al.*, 1981). Les touladis sont des poissons pélagiques qui doivent évoluer dans de grandes quantités d'eau froide et bien oxygénée (Martin et Olver, 1980). Les limites de leur habitat optimal sont définies par des températures inférieures à 10 °C et par des teneurs en oxygène supérieures à $6 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$ (Evans *et al.*, 1991). Les conditions d'oxygène et de température nécessaires aux touladis les obligent à garder un habitat restreint à l'intérieur d'un lac, particulièrement à la fin de l'été où les températures sont les plus élevées (Dillon *et al.*, 2003). Enfin, les touladis ne sont généralement pas retrouvés dans les mêmes lacs que les dorés jaunes ou les grands brochets. Les touladis sont aussi régulièrement plus productifs dans les petits lacs qui ne contiennent qu'une simple communauté de poissons sans compétiteurs ni prédateurs (Gunn *et al.*, 2003).

Il est important de souligner que si la relation entre la croissance et l'efficacité de croissance peut expliquer l'absence de relation entre les $[\text{Hg}]_{\text{Lstd}}$ et les $\text{\AA ges}_{\text{Lstd}}$ pour les touladis, elle peut aussi être responsable de la présence de relation pour les deux autres espèces. L'efficacité de croissance pourrait, par exemple, être affectée par l'énergie allouée à l'activité, qui est une variable peu connue du métabolisme énergétique et demeure une importante incertitude particulièrement en bioénergétique (Boisclair et Leggett, 1989; Trudel et Rasmussen, 2001). Les niveaux d'activité auraient peut-être un impact plus grand que la consommation alimentaire dans la détermination des taux de croissances des poissons (Kitchell *et al.*, 1977; Boisclair et Leggett, 1989; Rennie *et al.*, 2005). Boisclair et Leggett (1989) ont démontré, sur des perchaudes, une espèce de poisson de la même famille que les dorés jaunes (*Percidae*), que les dépenses énergétiques liées au coût d'activité comptent pour 24%

du bilan énergétique total et que cela peut varier de 2 à 9 fois entre les populations dans un même climat. De plus, une étude récente portant sur deux populations sauvages de perchaudes démontre que les coûts énergétiques liés à l'activité sont entre 39% et 25% plus faibles pour la population à croissance rapide par rapport à la population à croissance lente. Parallèlement, les taux de consommation calculés étaient de 32% plus faibles (Rennie *et al.*, 2005). Ce résultat sous-tend une plus grande efficacité de croissance pour la population à croissance rapide. En outre, une meilleure efficacité de croissance et des taux inférieurs d'ingestion et d'activité pour des populations de dorés jaunes ont été observés dans les lacs possédant des populations de ciscos de lac (*Coregonus artedii*) (Henderson *et al.*, 2004; Kaufman *et al.*, 2006). Certaines particularités liées à l'écologie et à la bioénergétique des populations de poissons sont possiblement la source de la présence ou de l'absence de relation entre les $[Hg]_{Lstd}$ et les \hat{Ages}_{Lstd} pour les espèces à l'étude, cependant des études de cette complexité requièrent beaucoup de ressources de même que plusieurs années de recherche dans le cas d'une étude environnementale comme la nôtre, à grande échelle et comprenant plusieurs lacs.

Toxicologie du Hg et croissance des poissons

Notre étude utilise des paramètres simples régulièrement rencontrés dans les bases de données soit : les concentrations de Hg dans la chair, la taille et l'âge des poissons. Toutefois, la relation entre les $[Hg]_{Lstd}$ et les \hat{Ages}_{Lstd} n'est pas la mesure d'une relation de cause à effet, ni une mesure de la dilution par la croissance des poissons. À la limite, la relation observée pourrait être inverse : la croissance des poissons étant affectée par la présence de mercure. En effet, on connaît peu de choses sur les effets toxicologiques du Hg et du MeHg sur la croissance des poissons sauvages (Wiener et Spry, 1996).

Néanmoins, certains auteurs se sont penchés sur les effets toxicologiques du Hg (Wobeser, 1975; Panigrahi et Misra, 1980; Berntssen *et al.*, 2004). Ils ont même découvert que le Hg pouvait entraîner une diminution de la croissance des poissons (Panigrani et Misra, 1978; Rodgers et Beamish, 1982; Snarski et Olson, 1982; Weis et Khan, 1990; Niimi et Kissoon, 1994). Toutefois, le Hg était la plupart du temps ajouté à l'eau plutôt qu'aux aliments comme dans les eaux naturelles (Phillips et Buhler, 1978; Rodgers et Beamish, 1981; Hall *et al.*, 1997). De plus, les concentrations de Hg obtenues étaient de l'ordre du $1 \times 10^{-3} \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$, des quantités beaucoup plus élevées que celles habituellement observées dans les eaux naturelles. Dans la plupart des eaux de surface oxygénées nord-américaines, les concentrations de MeHg varient généralement entre 0,04 et $0,80 \times 10^{-6} \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$ (Wiener *et al.*, 2003). De plus, en général, les auteurs ont utilisé du mercure inorganique plutôt que du MeHg, la forme rencontrée à près de 95% dans les proies des poissons piscivores (Bloom, 1992; Grieb *et al.*, 1990). Les études traitant de l'effet du Hg sur la santé du poisson ont aussi fréquemment utilisé des poissons juvéniles et ont présenté de courtes durées d'exposition.

Parmi les études utilisant le Hg dans l'alimentation, des saumons atlantiques (*Salmo salar*) ont été nourris pendant 4 mois avec de la moulée sèche possédant des concentrations de Hg de 0, 10 et $100 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ et de MeHg de 0, 5 et $10 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$. Certains changements enzymatiques et histopathologiques ont été observés mais aucune différence significative entre les taux de croissance des poissons de chacun des groupes n'a été observée (Berntssen *et al.*, 2003). Dans une étude similaire, les saumons avaient été exposés à de la nourriture présentant une gamme plus étendue de concentrations de Hg et de MeHg (Hg : 0, 0,1, 1, 10 et $100 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$; MeHg : 0, 0,1, 0,5, 5 et $10 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$). Aucune différence significative entre les poids et les longueurs, à la fin de l'expérimentation, entre les différents groupes, n'a été observée (Berntssen *et al.*, 2004). Par ailleurs, une étude portant sur la reproduction a offert de

la moulée sèche possédant des concentrations de MeHg de 0,06, 0,88, 4,11 et 8,46 $\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$ à des têtes de boule (*Pimephales promelas*) jusqu'à maturité sexuelle. Aucune réduction de croissance n'a été observée. Une faible relation positive entre les concentrations de MeHg et le poids final suggérait plutôt une stimulation de la croissance somatique (Hammerschmidt *et al.*, 2002). À l'opposé, Rodgers et Beamish (1982) ont observé que le taux de croissance des truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) était inversement proportionnel à la concentration de Hg dans la nourriture. Cependant, les poissons ont été alimentés pendant 84 jours avec de la moulée commerciale possédant des concentrations beaucoup plus élevées de MeHg (0, 25, 45, 75, 95 $\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$).

Néanmoins, une étude plus réaliste a permis d'observer une différence significative entre les longueurs totales finales et les masses corporelles finales du groupe nourri à de fortes concentrations de MeHg (1,0 $\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$) par rapport aux longueurs totales finales du groupe contrôle. Les auteurs avaient utilisé des filets frais injectés avec des concentrations de MeHg de 0,1 et de 1,0 $\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$ pendant 6 mois (Friedmann *et al.*, 1996). Dans les eaux naturelles non contaminées par une source ponctuelle, les grosses proies pélagiques possèdent des concentrations moyennes de Hg généralement inférieures à 0,5 $\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$ (Mathers et Johansen, 1985, Schetagne et Verdon 1999, Kamman *et al.*, 2005, Roué-Legall *et al.*, 2005). Selon nos résultats d'Âge_{Lstd}, avant d'atteindre les longueurs respectives de 375 mm et de 675 mm, les dorés jaunes passent de 2,1 à 12,2 ans et les grands brochets de 3,6 à 10,1 ans en contact avec le contaminant. De telles durées sont inapplicables en laboratoire. Par contre, nous savons que la croissance est affectée par de multiples facteurs qui, eux, ont démontré l'importance de leur influence de façon très claire, particulièrement la température, l'abondance de nourriture et la densité de population (Nikolskii, 1969; Weatherley et Gill, 1987; Boicclair, 1988). Ainsi, suivant la variabilité des milieux aquatiques représentés dans notre étude et donc la variabilité des températures, des

abondances de proies et de densité de population, il semble très peu probable que la contamination de l'eau et des proies en milieu naturel soit responsable de la forte relation que nous observons entre les $[Hg]_{Lstd}$ et les $\hat{A}ges_{Lstd}$ dans le cas des dorés jaunes et des grands brochets. Il n'est toutefois pas impossible que la toxicité du Hg soit responsable d'une partie de cette relation.

Facteurs affectant simultanément la croissance et les teneurs en mercure des poissons

Les relations positives entre les $[Hg]_{Lstd}$ et les $\hat{A}ges_{Lstd}$ observées pour les dorés jaunes et les grands brochets (figures 6 et 7) semblent être attribuables au phénomène de biodilution. Cependant, cette recherche étant *in situ*, les variables étudiées ne sont pas isolées des autres facteurs abiotiques et biotiques propres à chacun des milieux. En ce sens, un ou plusieurs de ces facteurs peuvent influencer simultanément différents aspects de la biodisponibilité, de la bioamplification et de la bioaccumulation du Hg de même que la croissance des poissons. Afin d'illustrer ce phénomène possiblement responsable de l'observation d'une relation entre les $[Hg]_{Lstd}$ et les $\hat{A}ges_{Lstd}$, mentionnons que Roué Le Gall *et al.* (2005) ont répertorié à partir de la littérature des facteurs environnementaux simples et proéminents affectant les teneurs en Hg dans la chair des poissons. Avec seulement quelques variables, ils ont pu reproduire la tendance générale de la contamination au Hg dans la chair des poissons (perchaudes, dorés jaunes et grands brochets) à longueur standardisée, pour 45 lacs répartis dans six régions de la forêt boréale au Québec. Les critères inclus dans le modèle étaient des caractéristiques du bassin versant et du lac. Ces facteurs comprenaient le pourcentage du bassin versant du lac étant effectivement le lac, le rapport entre l'aire de drainage par rapport à la surface du lac, le pourcentage de terres humides, l'utilisation et le couvert du bassin versant, le carbone organique dissous, le pH, la chlorophylle *a* et l'intensité de la pêche. Les critères choisis ne

comprenaient pas la croissance des poissons. Pourtant plusieurs de ces facteurs peuvent co-varier avec la croissance des poissons. Les caractéristiques de l'écosystème telles qu'un faible pH, un faible apport de nutriment, des températures faibles de même que les pêches intensives ont été reliés à des taux de croissance faibles et des concentrations de Hg ou des charges de Hg plus élevées dans les poissons (Andersson *et al.*, 1995; Schindler *et al.*, 1995, Mill *et al.*, 2000, Hrabik et Watras, 2002, Göthberg, 1983, Verta, 1990, Surette, 2005). Notons que les lacs avec un faible pH et une faible capacité tampon ont typiquement des poissons présentant de hautes concentrations de Hg (Håkanson *et al.*, 1988; Wiener *et al.*, 1990; Grieb *et al.*, 1990; Suns et Hitchin, 1990; Watras *et al.*, 1998; Greenfield *et al.*, 2001; Kamman *et al.*, 2005; Chen *et al.*, 2005). Par ailleurs, on sait que le pH influence l'activité des bactéries méthylatrices (Ullrich *et al.*, 2001; Kelly *et al.*, 2003). De plus, les terres humides sont connues pour être d'importantes productrices à la fois de matière organique et de Hg (Urban *et al.*, 1989; McMurtry *et al.*, 1989; St-Louis *et al.*, 1994). De plus la matière organique joue un rôle dans le transport du Hg jusqu'au lac (Mierle et Ingram, 1991). Les teneurs en Hg dans les poissons ont été négativement corrélées avec les concentrations de chlorophylle *a* et le statut trophique du lac, et positivement corrélées avec le rapport azote : phosphore (Lange *et al.*, 1993; Stemberger *et al.*, 1998; Kamman *et al.*, 2004). Finalement, suite aux pêches intensives, une diminution des concentrations de Hg dans la chair a été observée pour certaines espèces de poissons (Göthberg, 1983, Verta, 1990, Surette, 2005). En parallèle, une corrélation positive ($r^2=0,69$; $p<0,01$) entre les taux de croissance et le pH (Wren et MacCrimmon, 1983) a été démontrée. La matière organique dissoute est typiquement colorée et possède donc une influence sur la transparence de l'eau directement et indirectement. Les apports de nutriments du bassin versant influencent les concentrations de phosphore et donc, de chlorophylle *a*. Or, la chlorophylle *a* influence à son tour, par sa couleur, la transparence de l'eau et la productivité primaire et secondaire du lac (Kalff, 2002). La transparence de l'eau ou la luminosité affecte entre autres, la condition, l'activité et le comportement alimentaire des

poissons (Ryder 1977, Craig et Babaluk, 1989; McMahon et Holanov, 1995; Boisclair et Rasmussen, 1996). Le taux de croissance a aussi été négativement corrélé avec les densités de plancton et de zooplancton (Chen et Folt, 2005). En outre, certaines études expérimentales rapportent un lien entre la productivité, les teneurs en Hg et la croissance des poissons (Rudd et Turner; 1983, Essington et Houser, 2003).

Quand on y regarde de plus près, dans un contexte *in situ*, il est passablement difficile de séparer le taux de croissance des poissons de tous ces facteurs environnementaux qui interagissent simultanément. Toutes ces études ont été réalisées grâce à des protocoles expérimentaux élaborés ou à des plans d'échantillonnage exhaustifs qui nécessitent de nombreuses procédures souvent pour un seul lac. Pour l'instant, les données simples issues de suivis environnementaux ne permettent pas ce type d'étude. Cependant, la croissance des poissons est intimement lié au milieu dans lequel les poissons vivent et pour réaliser une courbe de croissance, il ne suffit que d'obtenir les données d'âge et de longueur pour une trentaine de poissons. Ainsi, le taux de croissance pourrait s'avérer un bon intégrateur d'une multitude de facteurs environnementaux affectant les concentrations de Hg dans la chair des dorés jaunes et des grands brochets.

CONCLUSION

Nous avons constitué une large banque de données intégrant les informations de sources diverses sur les longueurs, les âges et les concentrations en Hg de trois espèces de poisson couramment pêchées au Québec. Plus de 50% des milliers de spécimens récoltés aux filets maillants expérimentaux dépassent la limite de commercialisation de $0,5 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ de Hg, alors que plus de 60% des lacs dépasse cette limite pour une taille de poisson prédateur standardisée. L'utilisation d'un indice de croissance, l'âge prédit à longueur standardisée, a permis d'expliquer plus de 50% de la variabilité des concentrations de Hg standardisées pour la taille dans la chair des dorés jaunes et 25% à 50% de la variabilité pour les grands brochets, et ce pour plus d'une cinquantaine de lacs. Les âges prédits à longueurs standardisées ont aussi été corrélés avec la latitude dans le cas des dorés jaunes. Pour cette espèce, les lacs plus au nord sont donc plus susceptibles de présenter des concentrations de Hg plus élevées. Contrairement à ce qui est rapporté dans la littérature les variations de concentration de Hg dans la chair des touladis d'une population à l'autre ne semble pas expliquées par le taux de croissance. En effet, aucune corrélation entre les concentrations de Hg standardisées pour la taille et l'âge prédit à cette longueur n'a été observée pour les touladis. Nous avons souligné que les résultats obtenus dans le cas des dorés jaunes et des grands brochets peuvent pour l'instant s'expliquer par le phénomène de biodilution couplé à l'influence de multiples facteurs interagissant entre eux et affectant à la fois les concentrations de Hg et la croissance des poissons. La croissance serait alors une sorte d'indicateur intégrateur d'une multitude de facteurs plus ou moins importants avec une influence plus ou moins directe sur les concentrations de Hg dans la chair.

Le nombre de lac québécois est encore, à ce jour, indéterminé bien qu'on estime la densité de lacs de 1 à 10 km^2 entre 2601 et 2800 lacs par 10^6 km^2 . Ces centaines de

milliers de lacs font du Québec un des endroits au monde possédant la plus haute densité de lacs (Downing et al. 2006). La gestion du risque associé à la présence de Hg dans la chair des poissons d'eau douce requiert un suivi environnemental important, mais demeure difficile en raison de la grande variabilité des concentrations de Hg dans la chair des poissons d'un lac à l'autre. Cette variabilité a été rapportée dans cette étude comme auparavant. L'approche que nous avons utilisée permet de travailler à grande échelle tout en minimisant les coûts d'échantillonnage. Cette approche perd en précision, mais gagne quant à sa portée par rapport aux approches mécanistiques orientées sur les processus. Ces dernières sont par essence beaucoup plus locales ou limitées. Citons, par exemple, Onefish (Harris et Bodaly, 1998) ou le Dynamic Mercury Cycling Model (D-MCM) (EPRI, 2002). Par ailleurs, la croissance est facilement mesurée et est fréquemment utilisée pour faire le suivi de la performance des populations de poissons et parfois même de la santé des écosystèmes. Ainsi, considérant la force de la relation observée pour les dorés jaunes et les grands brochets, les taux de croissance, en plus de la taille, pourraient être inclus dans une analyse conduisant à établir des recommandations de consommation pour les dorés jaunes et les grands brochets. De plus, la croissance des poissons peut former un indicateur simple permettant de localiser les endroits à risque de présenter des concentrations de Hg inacceptables pour la consommation humaine. Par ailleurs, dans le domaine de la gestion des écosystèmes, particulièrement la gestion des pêcheries, mais aussi la gestion des feux et la coupe forestière, il sera important de considérer l'impact que certains changements pourraient avoir sur les taux de croissance. Un ralentissement de la croissance des poissons pourrait altérer les concentrations de Hg dans la chair. Ceci aurait alors le potentiel d'affecter la santé des consommateurs de poisson.

La variable « taux de croissance des poissons » pourra aussi être incluse dans les modèles complexes de sensibilité de l'écosystème basé sur une approche par critères de sélection. Par exemple, dans un modèle tel que celui de Roué Le Gall *et al.*

(2005), inclure le taux de croissance plutôt que l'intensité de pêche déterminerait de façon plus précise les écosystèmes sensibles à accumuler le Hg dans la chair des poissons (les « points chauds » ou « *hot spots* »). Cependant, un tel indicateur ne peut pas être utilisé pour expliquer la variabilité des concentrations de Hg entre les populations de touladis. Les résultats concernant les populations de touladis nous mettent aussi en garde quant à l'utilisation généralisée de cette variable pour d'autres espèces. Dans le futur, il sera pertinent de se pencher plus attentivement sur la longueur des chaînes alimentaires et sur l'efficacité de croissance. Certains facteurs majeurs comme la température, le pH, la matière organique dissoute, le phosphore et la chlorophylle *a* pourront aussi être investigués afin d'approfondir les multiples interrelations possibles avec les concentrations de Hg et le taux de croissance.

Remerciements

Cette recherche a été supportée financièrement par le Conseil national de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) à travers le financement du Réseau Collaboratif de Recherche sur le Mercure (COMERN). Cette recherche a aussi bénéficié des contributions d'Hydro-Québec, du Ministère québécois du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), ainsi que du Ministère fédéral des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) qui ont participé à l'échantillonnage des poissons et à l'analyse du mercure dans leur chair. L'auteur tient à remercier ces organismes pour avoir placé à la disposition du COMERN leurs données et l'équipe du COMERN pour le support apporté à la réalisation de ce projet.

GLOSSAIRE^{1 2}

Abiotique : Se dit parfois d'un facteur physique ou chimique de l'environnement.

Bassin hydrographique ou bassin versant : Région hydrographique naturelle drainée par un ou plusieurs cours d'eau et leurs affluents.

Bioaccumulation : processus par lequel des organismes concentrent des substances chimiques lors d'une exposition à de l'eau, à des sédiments ou à un sol, directement ou par la consommation d'aliments comprenant des produits chimiques.

Bioamplification : augmentation à chaque niveau trophique des concentrations des substances chimiques concentrées dans des tissus (p. ex., les concentrations relatives à la substance sont plus élevées dans les organismes que dans leur source d'alimentation).

Biodisponible : fraction d'une substance chimique dans le milieu environnant qui peut être absorbée par des organismes. Les substances chimiques peuvent être dissoutes ou liées de façon réversible à des particules d'eau, d'air, de sédiment ou de sol, ou contenues dans des aliments.

Biotique : Relatif aux organismes vivants et aux facteurs biologiques liés à leur action.

Cleitrum (Cleitra) : L'os majeur de la ceinture pectorale étendue de la base de la nageoire pectorale de bas en haut et qui forme la marge arrière de la cavité de la branchie.

Croissance : L'addition de biomasse par un individu, et donc aussi à la population et généralement mesuré par un changement de masse; aussi, une augmentation en longueur d'un individu. La croissance peut être négative.

Efficacité de croissance : le rapport entre la biomasse consommée et la biomasse effectivement acquise sous forme de poids corporelle

¹ Parent, S., 1990. Dictionnaire des sciences de l'environnement. Editions Broquet inc. Ottawa. 747 p. ISBN 2-89000-269-1

² Murphy, B. R. and David W. W., 1996. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. pp. 483-512. ISBN : 1-888569-00-X.

Eutrophe : Qui a des hautes concentrations de phosphore, d'azote ou d'autres nutriments résultant d'une grande production algale. Les plans d'eaux peuvent être naturellement eutrophe. Une augmentation de nutriment induite par l'activité humaine est appelée eutrophisation.

Eutrophie : Le statut trophique d'un plan d'eau caractérisé par des hauts niveaux d'apports de nutriments organiques ou inorganiques et des niveaux de production biologiques élevés.

Facteur de condition : Un ratio qui relie la longueur au poids du poisson et qui mesure l'état de chair relatif du poisson.

Longueur totale : La longueur de la partie la plus antérieure d'un poisson jusqu'au bout de l'épine la plus longue de la nageoire caudale lorsque les lobes sont compressés dorso-ventralement; aussi appelé longueur totale maximale.

Lyophilisation : Sécher des tissus à partir de l'état congelé.

Méthylation : ajout d'un groupement fonctionnel chimique appelé groupement méthyl (constitué de 1 atome de carbone et de 3 atomes d'hydrogène) dans une molécule, de façon biotique ou abiotique.

Oligotrophe : Statut trophique d'un plan d'eau caractérisé par un faible apport de nutriments organiques ou inorganique et des niveaux de production biologique faibles.

Opercule : repli cutané qui recouvre les branchies. Seule une fente postérieure (les ouïes) permet au poisson de respirer.

Otolithe : Une des trois structures dans l'oreille interne des poissons qui sont formées par l'addition alternative de couches de densités fortes et faibles de calcium.

Pélagique : À l'intérieur ou appartenant aux eaux ouvertes d'un lac ou d'un océan.

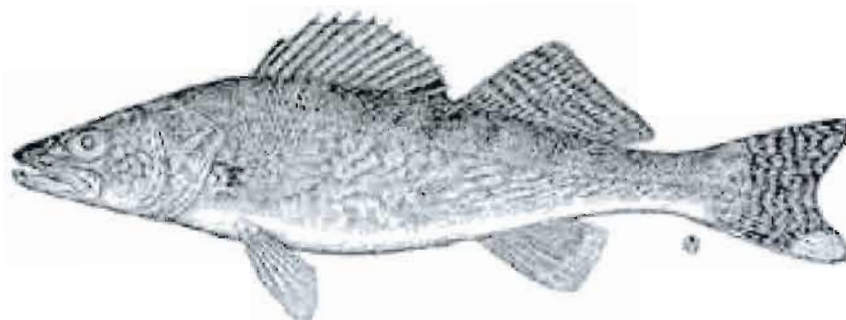
Population : Tous les individus d'une même espèce à l'intérieur d'une localisation géographique définie à un certain moment défini dans le temps.

Région hydrographique : Division territoriale regroupant plusieurs bassins versants. Le Québec compte 13 régions hydrographiques.

Taux de croissance : L'augmentation de longueur ou de poids (*définition considérée dans ce travail*), de nombre d'individus ou de biomasse par unité de temps.

ANNEXE A : Espèces de poissons à l'étude ^{*†}

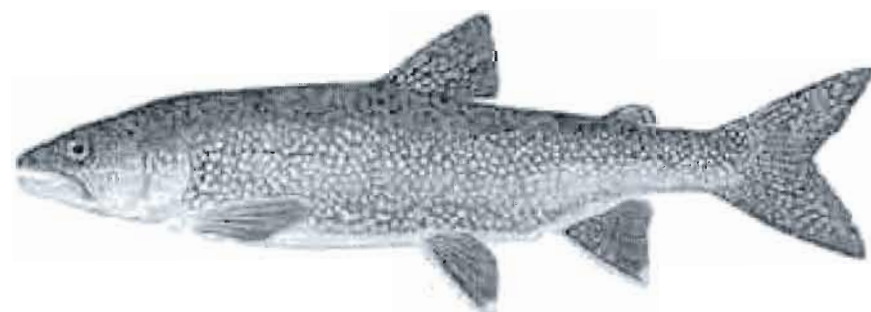
Le Doré jaune (*Sander vitreus*)



Le grand brochet (*Esox lucius*)



Le touladi (*Salvelinus namaycush*)



* Les tailles représentées ne sont pas à l'échelle

† Image tiré du site internet « Biodiversité du Québec » réalisé par le Musée Redpath de l'Université McGill. http://www.redpath-museum.mcgill.ca/Qbp_fr/introfr.html

ANNEXE B : Description des lacs et des pêches.

Tableau B.1 : Identification des lacs de la base de donnée. Nombre de pêche effectuées, années de pêche, effectif des pêches pour chaque espèce, région hydrographique et coordonnées des lacs identifiés.

No ^a	Lac ^b	# pêches ^c	Années	Effectif ^{de}			Région ^f Hydrographique	Latitude	Longitude
				StVi	EsLu	SaNa			
1	Achikunipis ¹	1	1990			15	09	56° 44' 07"	-73° 40' 15"
2	Achiyaskunapiskuch ¹	1	1990	24	19		09	52° 31' 00"	-75° 12' 00"
3	Alegrain ¹	1	1990			16	09	56° 21' 00"	-73° 17' 00"
4	Amichinatwayach ¹	1	1989			44	09	54° 17' 00"	-73° 05' 00"
5	Anonyme A ¹	1	1988-1990		24	13	09	54° 44' 50"	-76° 02' 03"
6	Archipel du Lac Saint-Pierre ³	1	2003	175			00	46° 05' 01"	-73° 01' 15"
7	Au Brochet ¹	1	1992		23		09	49° 36' 46"	-69° 35' 33"
8	Au Goéland ¹	2	1988-1990	79	53		08	49° 47' 00"	-76° 48' 00"
9	Aux Cèdres ¹	1	1992		30		07	48° 50' 00"	-69° 07' 00"
10	Aux Dorés ³	1	2001	66	23	58	08	49° 52' 00"	-74° 20' 00"
11	Aux Sangsues ^{3 4}	1	2001	202			04	46° 28' 15"	-77° 56' 00"
12	Baie Missisquoi ³	1	2003		25		03	45° 02' 45"	-73° 07' 20"
13	Bienville ¹	1	1989			46	09	55° 05' 00"	-72° 40' 00"
14	Bob-Grant ¹	1	1990	20		10	05	47° 45' 00"	-73° 31' 00"
15	Bouchier ¹	1	1990	13	5		08	50° 06' 00"	-77° 48' 00"
16	Bourdel ¹	1	1990			6	09	56° 43' 00"	-74° 10' 00"

No ^a	Lac ^b	# pêches ^c	Années	Effectif ^{de}			Région ^f Hydrographique	Latitude	Longitude
				StVi	EsLu	SaNa			
17	Bourg ¹	1	1990				09	56° 18' 00"	-73° 40' 00"
18	Bréhard ¹	1	1991	10	42		05	47° 52' 00"	-73° 49' 00"
19	Bruce ¹	1	1988	22			09	53° 11' 00"	-77° 55' 00"
20	Caugnawana ^{3 4}	1	2004				04	46° 32' 44"	-78° 18' 45"
21	Caillou ²	1	1979		13		08	51° 20' 35"	-74° 27' 26"
22	Cécile ¹	1	1990		24		05	49° 07' 05"	-74° 02' 22"
23	Chaumont ¹	1	1987			10	09	53° 23' 00"	-70° 35' 00"
24	Chibougama ³	4	1999-2002	145	53	110	08	49° 50' 00"	-74° 15' 00"
25	Chicobi ³	1	2004	114			08	48° 51' 43"	-78° 31' 00"
26	Clarkie ¹	1	1990	30	18	7	09	52° 14' 00"	-75° 30' 00"
27	Conn ¹	1	1988	30			09	52° 35' 00"	-77° 36' 00"
28	Corvette ¹	1	1989		16	9	09	53° 25' 00"	-74° 03' 00"
29	Cosnier ³	1	2004	251		4	08	50° 54' 00"	-72° 43' 00"
30	Coutaceau ²	1	1978	25	26		09	53° 33' 00"	-76° 35' 00"
31	Craven ¹	1	1988			23	09	54° 20' 00"	-76° 56' 00"
32	Dana ¹	3	1979-1991	32	43		08	50° 53' 00"	-77° 20' 00"
33	David ³	1	2004			10	04	46° 15' 30"	-74° 52' 39"
34	De Ganne ¹	1	1990			15	09	55° 38' 00"	-76° 12' 00"
35	De l'Est ³	1	2004			17	02	47° 11' 11"	-69° 33' 41"
36	Denys ¹	1	1989			13	09	54° 55' 00"	-76° 47' 00"
37	Des Vents ¹	1	1989	29			07	49° 28' 00"	-70° 53' 00"
38	Des Vœux ¹	7	1987-1999		53	268	09	53° 56' 15"	-72° 37' 35"
39	Deschamps ¹	1	1990	25	13		08	48° 35' 12"	-75° 31' 18"
40	Desjardins ^{3 4}	1	2001	223			04	47° 17' 00"	-78° 14' 00"

No ^a	Lac ^b	# pêches ^c	Années	Effectif ^{de}			Région ^f Hydrographique	Latitude	Longitude
				StVi	EsLu	SaNa			
41	Dickson ¹	1	1990	16			08	49° 40' 00"	-75° 13' 00"
42	Dissimieux ¹	1	1992		23		07	49° 52' 00"	-69° 48' 00"
43	Du Tast ¹	1	1979		12		08	51° 00' 00"	-77° 22' 00"
44	Duparquet ^{3 4}	2	2002-2003	258			08	48° 28' 09"	-79° 16' 19"
45	Duxbury ¹	1	1988	29			09	52° 27' 00"	-77° 28' 00"
46	Earhart ³	1	2004			16	04	46° 05' 00"	-75° 26' 00"
47	Eau Claire ¹	2	1989-1990			63	08	50° 10' 00"	-75° 10' 00"
48	En Cœur ³	1	2004			32	05	45° 58' 05"	-74° 00' 41"
49	Evans ^{1 2}	3	1979-1991	73	95		08	50° 55' 00"	-77° 00' 00"
50	Faguy ¹	1	1990	28	22		05	48° 33' 00"	-74° 05' 00"
51	Frégate ¹	1	1989		16		09	53° 12' 00"	-74° 45' 00"
52	Fressel ¹	1	1989			24	09	55° 27' 00"	-75° 12' 00"
53	Gaillarbois ¹	1	1997		29	18	07	52° 00' 00"	-67° 27' 00"
54	Gaotanaga ¹	1	1990	14	11		04	47° 38' 00"	-77° 35' 22"
55	Giffard ^{1 2}	3*	1979-1990	20	50		08	51° 08' 00"	-76° 55' 00"
56	Grasset ¹	1	1990	29	28		08	49° 56' 33"	-78° 09' 43"
57	Hazeur ¹	7	1987-1999			202	10	54° 58' 00"	-69° 12' 00"
58	Hervé ¹	1	1987			10	09	54° 27' 00"	-71° 14' 00"
59	Intersection ¹	1	1988			19	09	54° 24' 00"	-77° 31' 00"
60	Jolliet ¹	2*	1979-1990	27	44		08	51° 33' 00"	-76° 54' 00"
61	Julian ¹	1	1988			26	09	54° 26' 00"	-77° 55' 00"
62	Kawayapiskach ¹	1	1989			28	09	52° 37' 00"	-78° 30' 00"
63	Kaychikutinaw ¹	1	1988		8		09	52° 59' 00"	-77° 08' 00"
64	Kowskatehkakmow (Detchevery) ¹	6	1990-2000	179	110		09	53° 27' 00"	-77° 27' 00"

No ^a	Lac ^b	# pêches ^c	Années	Effectif ^{d,e}			Région ^f Hydrographique	Latitude	Longitude
				StVi	EsLu	SaNa			
65	Lac Saint-François ³	1	2004	34	114		03	45° 09' 25"	-74° 22' 22"
66	Lac Saint-Pierre ³	1	2002	495	320		00	46° 16' 10"	-72° 37' 48"
67	Lac sans nom sur la rivière Tabac ¹	1	1996			11	07	51° 08' 00"	67° 00' 00"
68	Lagarde ^{3,4}	1	2001	211			04	46° 16' 38"	-77° 26' 53"
69	Lagus ¹	1	1990			8	09	56° 54' 00"	-73° 45' 00"
70	Lamain ¹	1	1990			17	09	55° 54' 00"	-75° 06' 00"
71	Lamarck ¹	1	1990	20			08	49° 53' 15"	-75° 18' 32"
72	Laraire ¹	1	1989			15	09	55° 27' 00"	-72° 57' 00"
73	Le Royer ⁴	1	2004	30	50		08	49° 35' 30"	-74° 27' 30"
74	Lessard ¹	1	1988	31			08	49° 32' 00"	-75° 39' 00"
75	Letemplier ¹	1	1988		17	9	07	49° 27' 22"	-68° 47' 01"
76	Loups Marins ¹	2	1988-1989			18	10	56° 30' 30"	-65° 03' 30"
77	Maicasagi ²	1	1979		30		08	49° 57' 20"	-76° 33' 12"
78	Malartic ^{3,4}	2	2002-2003	320			08	48° 15' 52"	-78° 06' 18"
79	Matagami ^{1,2}	3	1979-1991	62	121		08	49° 53' 00"	-77° 30' 00"
80	Maulnier ¹	1	1990			19	09	56° 36' 52"	-73° 59' 25"
81	McNab ¹	1	1988		15		09	52° 53' 00"	-77° 27' 00"
82	Mégiscane ^{3,4}	1	2004	228	22		08	48° 35' 07"	-75° 51' 57"
83	Mesgouez ^{1,2}	2*	1979-1990	27	26		08	50° 25' 39"	-75° 05' 28"
84	Midway ¹	1	1992			30	07	52° 28' 00"	-67° 02' 00"
85	Montagne du pin ¹	1	1988		9		09	53° 58' 00"	-75° 40' 00"
86	Morpain ¹	1	1989			30	09	55° 00' 00"	-74° 18' 00"
87	Mureau ¹	2	1989-1990		14	22	05	54° 55' 00"	-73° 13' 00"
88	Natwakupaw ¹	2	1989-1990			5	09	56° 41' 13"	-75° 06' 07"

No ^a	Lac ^b	# pêches ^c	Années	Effectif ^{de}			Région ^f Hydrographique	Latitude	Longitude
				StVi	EsLu	SaNa			
89	Nemenjiche ⁴	1	2004	26	34		08	49° 22' 00"	-74° 26' 00"
90	Némiscou amont ²	1	1979		16		08	51° 26' 00"	-76° 43' 00"
91	Némiscou ¹	1	1990-1991	44	20		08	51° 26' 00"	-76° 43' 00"
92	Obatogamau ³	2	2001-2002	81	62		08	49° 35' 37"	-74° 27' 20"
93	Olga ²	1	1979		31		06	49° 47' 00"	-71° 44' 00"
94	Ouescapis ¹	1	1990	27	24		08	50° 14' 00"	-77° 00' 00"
95	Pamigamachi ¹	1	1988	19			09	54° 10' 00"	-77° 28' 00"
96	Petit lac Caugnawana ^{3 4}	1	2004			15	04	46° 37' 00"	-78° 26' 00"
97	Petit lac des Loups Marins ¹	2	1989-1990			44	09	56° 07' 00"	-73° 15' 00"
98	Pikutamaw ^{1 2}	9	1984-2000	281	245		09	52° 34' 00"	-77° 05' 00"
99	Poncheville ^{1 2}	2	1979-1991	43	58		08	50° 10' 00"	-76° 55' 00"
100	Preissac ^{3 4}	1	2002	634			04	48° 20' 00"	-78° 20' 00"
101	Pusticamica ¹	2	1988-1989	45	27		08	49° 21' 00"	-76° 23' 00"
102	Quénonisca ^{1 2}	3*	1979-1991	29	53		08	50° 36' 00"	-76° 33' 00"
103	Rinfret ¹	1	1990		25		05	48° 24' 00"	-73° 40' 00"
104	Rodayer ¹	1	1990	19	20		08	50° 52' 00"	-77° 42' 00"
105	Roggan ¹	1	1988	22			09	54° 08' 00"	-77° 49' 00"
106	Sérigny ¹	4	1993-1999		17	138	10	55° 22' 00"	-69° 38' 00"
107	Six-Milles ^{3 4}	1	2004	125			04	46° 26' 37"	-78° 01' 50"
108	Soscumica ¹	1	1990	24	53		08	50° 15' 00"	-77° 27' 00"
109	Théodat ¹	1	1990	24	12		08	50° 55' 00"	-76° 10' 00"
110	Tilly ¹	2	1987-1989			39	09	53° 55' 00"	-73° 58' 00"
111	Vaulezar ¹	1	1993		30	19	09	54° 33' 00"	-71° 50' 00"
112	Vieux-Comptoir ¹	1	1988		14		09	52° 47' 00"	-77° 33' 00"

No ^a	Lac ^b	# pêches ^c	Années	Effectif ^{de}			Région ^f Hydrographique	Latitude	Longitude
				StVi	EsLu	SaNa			
113	Village nord ¹	1	1990	21	7	5	09	52° 12' 42"	-75° 17' 50"
114	Waconichi ³	2	2000-2001	21	25	30	08	50° 08' 00"	-74° 00' 00"
115	Waswanipi ^{1 2}	4	1979-1990	111	91		08	49° 34' 00"	-76° 29' 00"
116	Wawa ¹	1	1986		10	31	09	54° 17' 00"	-76° 50' 00"
117	Yapuouischi ¹	1	1990		10		08	50° 03' 00"	-76° 17' 00"
118	Yasinski ¹	1	1988	24			09	53° 16' 41"	-77° 34' 59"
TOTAL				5266	2573	1637			

^a Chaque lac possède un numéro unique et il est classé par ordre alphabétique. Se référer à la figure 1 pour la localisation.

^b Les pêches ont été effectuées par (¹) Hydro-Québec, (²) la Société de l'Énergie de la Baie James, (³) le ministère des Ressources naturelles et de la Faune et (⁴) le Réseau collaboratif de recherche sur le mercure.

^c L'astérisque (*) indique les lacs où le doré n'a été pêché qu'une seule fois en 1990.

^d **Gras** : les lacs avec moins de dix données ou qui formaient des modèles non retenus.

^e *StVi* : le doré jaune (*Sander vitreus*) ; *EsLu* : le grand brochet (*Esox lucius*) ; *SaNa* : le touladi (*Salvelinus namaycush*).

^f Régions hydrographiques telles que déterminées par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, se référer à la figure 1 pour la localisation.

ANNEXE C : Paramètres de la courbe de croissance de von Bertalanffy.

Tableau C.1 : Paramètres (L_{∞} , K et t_0) de la courbe de croissance de von Bertalanffy tels que calculés pour les dorés jaunes (*Sander vitreus*) dans chacun des lacs. L'astérisque(*) indique les lacs pour lesquels les paramètres forment l'équation de modèles non inclus dans la régression modèle II.

LAC	Paramètres			r^2
	L_{∞}	K	t_0	
Achiyaskunapiskuch	563	0,1358	-0,16	0,946
Archipel du Lac Saint-Pierre	691	0,1534	-1,78	0,748
Aux Goélands	645	0,0811	-2,15	0,904
Aux Dorés	956	0,1067	-1,13	0,804
Bob-Grant	789	0,0676	-3,42	0,955
Bouchier*	834	0,0525	-3,81	0,907
Bréhard*	491	0,6518	0,12	0,971
Bruce	2218	0,0117	-5,58	0,969
Chibougamau	681	0,1795	-0,63	0,832
Chicobi	425	0,2628	-1,03	0,887
Clarkie	1064	0,0387	-3,28	0,962
Conn	807	0,0514	-2,38	0,927
Cosnier	605	0,1035	-1,99	0,832
Coutaceau	997	0,0165	-19,00	0,792
Dana	890	0,0398	-3,41	0,891
Des Vents	529	0,0973	-3,20	0,619
Deschamps	598	0,1207	-0,43	0,841
Desjardins	883	0,0993	-1,70	0,846
Kowskatehkakmow (Detchevery)	583	0,1460	-0,96	0,847
Dickson*	1091	0,0237	-10,71	0,355
Duparquet	587	0,0971	-3,98	0,795
Duxbury	1681	0,0190	-3,66	0,956
Evans	721	0,0601	-2,46	0,877
Faguy	1143	0,0494	-1,53	0,934
Gaotanaga	448	0,1687	-1,46	0,925
Giffard	766	0,0461	-4,89	0,916

Grasset	1216	0,0306	-2,74	0,918
Jolliet	549	0,1329	-0,96	0,923
Lac Saint-François	810	0,1446	-1,52	0,876
Lac Saint-Pierre	764	0,1458	-1,32	0,828
Lagarde	964	0,0845	-2,05	0,853
Lamarck*	536	0,7506	7,16	0,386
Le Royer	584	0,3744	2,72	0,745
Lessard	921	0,0321	-5,77	0,874
Malartic	383	0,2815	-1,48	0,722
Matagami	1592	0,0213	-3,70	0,906
Mégiscane	1478	0,0213	-5,90	0,790
Mesgouez	891	0,0542	-2,64	0,934
Némenjiche	513	0,1900	-1,46	0,601
Nemiscau	598	0,1190	-1,39	0,889
Obatogamau	631	0,1921	-0,05	0,752
Ouescapis	675	0,0900	-0,89	0,928
Pamigamichi	609	0,0842	-2,08	0,877
Pikutamaw	600	0,0885	-1,48	0,880
Poncheville	1236	0,0281	-3,74	0,945
Preissac	698	0,0878	-3,14	0,830
Pusticamica	440	0,2281	0,12	0,486
Quenonisca	803	0,0506	-2,98	0,939
Rodayer	631	0,1230	-1,01	0,799
Roggan	745	0,0654	-2,71	0,926
Sangsues	631	0,1887	-1,36	0,888
Six-Milles	523	0,2590	-0,98	0,825
Soscumica	1213	0,0277	-4,59	0,914
Theodat	586	0,1013	-2,10	0,927
Village Nord	689	0,0737	-3,09	0,955
Waconichi	709	0,2599	-0,84	0,881
Waswanipi	534	0,1100	-2,52	0,609
Yasinski	502	0,1686	-1,42	0,827

L_{∞} ; la longueur asymptotique, K; le coefficient de croissance, t_0 ; le temps à la longueur « 0 » et r^2 ; le coefficient de corrélation.

Tableau C.2 : Paramètres (L_{∞} , K et t_0) de la courbe de croissance de von Bertalanffy tels que calculés pour les grands brochets (*Esox lucius*) dans chacun des lacs. L'astérisque(*) indique les lacs pour lesquels les paramètres forment l'équation de modèles non inclus dans la régression modèle II.

LAC	Paramètres			r^2
	L_{∞}	K	t_0	
Achiyaskunapiskuch	1540	0,0819	-2,42	0,812
Anonyme A	1378	0,0991	0,12	0,870
Aux Brochets	1662	0,0572	-3,93	0,801
Aux Cèdres	1015	0,1913	-1,45	0,885
Aux Dorés	738	0,5691	0,19	0,727
Aux Goélands	1712	0,0430	-3,73	0,854
Baie Missisquoi*	637	0,2801	-10,44	0,001
Bouchier*	1559	0,0517	-3,72	0,993
Bréhard	1047	0,0517	-10,67	0,562
Cayou*	1072	0,1751	0,93	0,843
Cécile	937	0,1766	-0,12	0,877
Chibougamau	1320	0,1035	-3,09	0,742
Clarkie	1181	0,1189	-0,89	0,746
Corvette	1861	0,0418	-6,99	0,431
Coutaceau	1771	0,0208	-12,93	0,444
Dana	934	0,1849	0,21	0,526
Des Voeux	1381	0,0392	-11,31	0,733
Deschamps	1970	0,0284	-8,86	0,631
Dissimieux	2323	0,0387	-3,89	0,694
Du Tast	4615	0,0218	-0,27	0,805
Evans	1282	0,0866	-1,45	0,870
Faguy	1487	0,0846	-2,26	0,785
Frégate	1002	0,2392	0,75	0,787
Gaillarbois	853	0,3549	-0,09	0,935
Gaotanaga	1102	0,1999	-1,08	0,784
Giffard	2650	0,0249	-4,14	0,875
Grasset	1265	0,0871	-1,42	0,917
Jolliet	1081	0,1257	-1,45	0,791
Kaychikutinaw*	1785	0,0452	-5,11	0,711
Kowskatehkakmow (Detchevery)	766	0,2482	-1,48	0,648
Lac Saint-François	888	0,2532	-1,50	0,772
Lac Saint-Pierre	1041	0,1302	-4,02	0,466

Le Royer	863	0,1646	-2,56	0,844
Letemplier	3334	0,0218	-5,38	0,931
Maicasagi	6806	0,0132	-0,95	0,878
Matagami	1292	0,0891	-1,30	0,816
McNab	3130	0,0286	-2,81	0,844
Mesgouez	881	0,3788	1,89	0,631
Montagne du Pin*	2183	0,0448	-1,97	0,902
Mureau*	1014	0,1422	-5,90	0,399
Némenjiche	2121	0,0414	-3,77	0,899
Némiscau Amont	760	0,4616	0,32	0,464
Némiscau Aval	1139	0,0925	-3,77	0,803
Obatogamau	3450	0,0212	-4,32	0,802
Olga*	6323	0,0131	-1,42	0,857
Ouescapis	1138	0,1263	-1,09	0,939
Pikutamaw	1404	0,0703	-2,84	0,800
Poncheville	1064	0,1447	-0,25	0,757
Pusticamica	2565	0,0259	-2,92	0,934
Quénonisca	2856	0,0232	-4,06	0,874
Rinfret	2813	0,0341	-1,39	0,812
Rodayer	1205	0,0851	-3,18	0,900
Sérigny	915	0,4598	2,73	0,648
Soscumica	1895	0,0475	-1,80	0,925
Théodat	1004	0,1198	-2,62	0,832
Vaulezar	1435	0,0272	-19,49	0,495
Vieux-Comptoir*	1479	0,0973	-0,65	0,777
Village nord*	1313	0,1326	0,75	0,902
Waconichi	1096	0,2160	-0,86	0,892
Waswanipi	1981	0,0361	-3,65	0,856
Wawa*	767	6,7533	3,78	0,331
Yapuouichi	589	4,8637	2,70	0,837

L_{∞} ; la longueur asymptotique, K; le coefficient de croissance, t_0 ; le temps à la longueur « 0 » et r^2 ; le coefficient de corrélation.

Tableau C.3 : Paramètres (L_{∞} , K et t_0) de la courbe de croissance de von Bertalanffy tels que calculés pour les touladis (*Salvelinus namaycush*) dans chacun des lacs. L'astérisque(*) indique les lacs pour lesquels les paramètres forment l'équation de modèles non significatifs et non inclus dans la régression modèle II.

LAC	Paramètres			r^2
	L_{∞}	K	t_0	
Achikunipis	1038	0,0631	1,35	0,710
Alegrain	954	0,0729	2,07	0,942
Amichinatwayach	1166	0,0367	-3,89	0,826
Anonyme A	728	0,1655	1,32	0,915
Aux Dore	1382	0,0267	-10,29	0,715
Bienville	785	0,1203	-0,21	0,712
Bob-Grant	432	0,6865	2,50	0,743
Bourdel*	565	0,1335	-1,66	0,163
Bourg*	400	1,8850	3,98	0,277
Caugnawana*	n/d	n/d	n/d	n/d
Chaumont	771	0,2122	3,28	0,909
Chibougama	844	0,0833	-5,21	0,768
Clarkie*	757	467,4948	-5,18	0,000
Corvette*	1397	0,0121	-36,64	0,491
Cosnier*	771	467,4751	-6,87	0,000
Craven	801	0,0881	-1,45	0,654
David	1673	0,0266	-2,48	0,909
De Gannes	1651	0,0144	-14,38	0,532
De l'Est	731	0,1391	-0,62	0,670
Denys*	1150	0,0177	-20,43	0,462
Des Voeux	736	0,1377	0,02	0,769
Earhart	2755	0,0188	-4,17	0,777
Eau Claire	798	0,0978	0,63	0,862
En Coeur	694	0,1404	0,69	0,687
Frégate	745	0,1451	0,14	0,840
Fressel	2110	0,0084	-23,58	0,785
Gaillarbois*	693	0,1991	-0,35	0,848
Hazeur	703	0,1693	0,08	0,858
Hervé	1134	0,0324	-12,92	0,837
Intersection*	541	0,2060	0,20	0,870
Julian	1055	0,0525	-1,15	0,656
Kawayapiskach	875	0,0670	-1,92	0,876

Lac sans nom (rivière Tabac)	623	0,2286	4,81	0,977
Lagus*	583	0,1283	0,44	0,980
Laraire	680	0,1112	-2,23	0,877
Lemain	788	0,0877	0,39	0,784
Letemplier*	648	0,3949	3,00	0,851
Loups Marins	1232	0,0712	0,36	0,787
Maulnier	825	0,0776	-0,85	0,924
Midway	666	0,1500	0,38	0,863
Morpain	744	0,1104	-0,61	0,834
Mureau	1242	0,0161	-30,85	0,467
Nawakupaw*	2409	0,0155	-6,60	0,963
Petit Caugnawana*	602	0,1179	-1,72	0,943
Petit Loups Marins	904	0,0665	-1,49	0,889
Sérigny	830	0,0922	-0,59	0,867
Tilly	1433	0,0357	-2,24	0,949
Vaulezar	770	0,1531	-1,80	0,765
Village nord*	1750	0,0185	-10,56	0,839
Waconichi	2309	0,0223	-3,68	0,580
Wawa*	627	0,1302	-7,75	0,407

L_{∞} , la longueur asymptotique; K, le coefficient de croissance; t_0 , le temps à la longueur « 0 » et r^2 , le coefficient de corrélation.

ANNEXE D : Paramètres de la régression polynomiale avec variables indicatrices.

Tableau D.1. Paramètres (a , b et c) calculés par le modèle de régression polynomiale pour chacun des lacs de dorés jaunes (*Sander vitreus*) étudiés. L'astérisque (*), indique les lacs non-inclus dans la régression modèle II.

LAC	Paramètres			r^2
	a	b	c	
Achiyaskunapiskush	-565	2,86	0,0056	0,859
Archipel	-70	0,77	0,0024	0,649
Aux Dorés	-155	0,96	0,0050	0,760
Aux Goélands	-440	3,08	0,0042	0,744
Aux Sangsues	4	0,86	0,0012	0,764
Bob Grant	-445	2,53	0,0084	0,911
Bouchier*	-79	2,40	-0,0095	0,805
Bréhard*	-324	1,64	0,0053	0,746
Bruce	-1815	5,66	0,0162	0,908
Chibougamau	-591	2,16	0,0082	0,727
Chicobi	-241	2,32	0,0014	0,801
Clarkie	-633	3,00	0,0034	0,809
Conn	-210	1,77	0,0027	0,882
Cosnier	-601	2,63	0,0077	0,753
Coutaceau	-1012	4,91	0,0045	0,513
Dana	-924	5,72	0,0093	0,751
Des Vents	-349	2,58	0,0200	0,698
Deschamps	-253	1,84	0,0038	0,805
Desjardins	-10	1,11	0,0030	0,675
Dickson*	932	0,11	-0,0051	0,012
Duparquet	-478	2,66	0,0079	0,875
Duxbury	-305	1,87	0,0055	0,677
Evans	-325	2,53	0,0027	0,578
Faguy	-359	2,70	0,0056	0,899
Gaotanaga	-303	3,33	-0,0010	0,605
Giffard	-183	2,24	-0,0051	0,692
Grasset	-321	2,92	0,0020	0,622
Jolliet	-265	2,53	0,0012	0,792
Kowskatehkakmow (Detcheverry)	-611	2,76	0,0047	0,656
Lac Saint-François	-331	1,31	0,0028	0,803

Lac Saint-Pierre	-224	1,07	0,0017	0,657
Lagarde	51	0,81	-0,0004	0,338
Lamarck*	-425	2,32	-0,0116	0,312
Le Royer	-88	1,33	0,0093	0,648
Lessard	-406	3,25	-0,0041	0,569
Malartic	-596	3,97	-0,0011	0,767
Matagami	-253	2,99	0,0001	0,710
Mégiscane	-142	1,65	0,0031	0,784
Mesgouez	-318	1,82	0,0045	0,917
Némenjiche	-202	1,84	-0,0018	0,464
Némiscau	-212	1,79	0,0016	0,715
Obatogamau	-595	2,56	0,0011	0,653
Ouescapis	52	2,04	-0,0021	0,779
Pamigamichi	-1803	6,37	0,0157	0,849
Pikutamaw	-557	2,96	0,0039	0,599
Poncheville	-859	3,80	0,0123	0,771
Preissac	-207	1,46	0,0032	0,715
Pusticamica	-799	4,72	-0,0015	0,499
Quénonisca	-789	4,12	0,0101	0,801
Rodayer	-994	5,35	-0,0372	0,790
Roggan	-741	3,50	-0,0009	0,873
Six-Milles	-202	2,10	0,0023	0,698
Soscumica	-145	2,38	-0,0020	0,589
Théodat	-767	3,58	0,0087	0,861
Village Nord	-683	3,14	0,0013	0,683
Waconichi	-53	0,53	0,0001	0,611
Waswanipi	-591	3,49	0,0065	0,528
Yasinski	-719	3,36	0,0042	0,896

a , ordonnée à l'origine; b , coefficient de la longueur totale (LT) et c , coefficient de la longueur totale centrée (LTC), tels que retrouvés dans la formule 2.2.

Tableau D.2 : Paramètres (a , b et c) calculés par le modèle de régression polynomiale pour chacun des lacs de grands brochet (*Esox lucius*) étudiés. L'astérisque(*) indique les lacs pour lesquels les paramètres forment l'équation de courbes non-significatives.

LAC	Paramètres			r^2
	a	b	c	
Achiyaskunapiskuch	-2335	3,68	0,0042	0,737
Anonyme A	-819	2,29	0,0024	0,818
Au Brochet	-1776	3,65	0,0023	0,787
Au Goéland	-1345	3,93	-0,0019	0,609
Aux Cèdres	11	0,45	0,0002	0,698
Aux Dorés	-435	1,15	0,0002	0,300
Baie Missisquoi*	-35	0,45	0,0007	0,116
Bouchier*	-509	1,82	0,0140	0,903
Bréhard	-1388	3,38	0,0027	0,610
Cayou*	-652	1,52	-0,0100	0,262
Cécile	18	1,36	-0,0010	0,833
Chibougamau	-600	1,53	0,0021	0,588
Clarkie	-473	1,63	-0,0003	0,663
Corvette	-2614	4,17	0,0248	0,673
Coutaceau	-515	1,72	0,0000	0,516
Dana	-827	3,63	-0,0063	0,634
Des Voeux	-1804	3,33	0,0043	0,662
Deschamps	-1204	2,74	-0,0101	0,589
Dissimieux	-378	1,10	0,0016	0,828
Du Tast	-399	1,91	-0,0021	0,846
Evans	-1439	3,38	0,0050	0,680
Faguy	-891	2,56	0,0030	0,735
Frégate	-1073	2,48	-0,0006	0,615
Gaillarbois	-378	1,15	0,0019	0,681
Gaotanaga	-860	3,16	-0,0035	0,920
Giffard	-855	2,05	0,0003	0,805
Grasset	-1323	4,17	0,0005	0,728
Jolliet	-1202	2,68	0,0015	0,603
Kaychikutinaw*	-424	1,28	0,0096	0,152
Kowskatehkakmow (Detchevery)	-1142	2,70	0,0066	0,629
Lac Saint-François	-473	1,38	0,0002	0,508
Lac Saint-Pierre	-327	0,91	0,0022	0,714

Le Royer	-1404	3,49	-0,0087	0,780
Letemplier	-1003	2,18	0,0028	0,947
Maicasagi	-679	2,45	0,0052	0,900
Matagami	-808	2,50	0,0003	0,678
McNab	-697	2,17	0,0004	0,619
Mégiscane	-1192	3,60	-0,0009	0,585
Mesgouez	-1128	2,15	0,0013	0,432
Montagne du Pin*	-1297	2,78	0,0020	0,715
Mureau*	-1114	2,04	0,0032	0,646
Némenjiche	-522	1,58	0,0000	0,809
Némiscau Amont	-385	1,03	-0,0012	0,356
Némiscau Aval	-1023	2,34	0,0015	0,354
Obatogamau	-945	2,74	-0,0012	0,798
Olga*	-560	1,92	0,0027	0,698
Ouescapis	-439	1,73	-0,0016	0,759
Pikutamaw	-676	2,02	0,0022	0,601
Poncheville	-714	2,94	-0,0043	0,372
Pusticamica	-734	2,78	-0,0046	0,581
Quénonisca	-1012	3,07	0,0016	0,458
Rinfret	159	0,95	-0,0003	0,603
Rodayer	-1309	3,01	0,0040	0,886
Sérigny	-2320	3,77	0,0073	0,696
Soscumica	-999	2,43	0,0046	0,741
Théodat	-599	1,84	-0,0018	0,816
Vaulezar	-1211	3,16	-0,0030	0,442
Vieux-Comptoir*	-1677	3,33	0,0063	0,763
Village Nord*	-1582	3,48	-0,0043	0,703
Waconichi	-213	0,61	0,0007	0,855
Waswanipi	-1332	4,07	-0,0033	0,676
Wawa*	-2457	4,27	0,0047	0,711
Yapuouischi	67	0,80	-0,0094	0,307

a, ordonnée à l'origine; *b*, coefficient de la longueur totale (LT) et *c*, coefficient de la longueur totale centrée (LTC)

Tableau D.3 : Paramètres (*a*, *b* et *c*) calculés par le modèle de régression polynomiale pour chacun des lacs de touladi (*Salvelinus namaycush*) étudiés. L'astérisque(*) indique les lacs pour lesquels les paramètres forment l'équation de courbes non-significatives.

LAC	Paramètres			r^2
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	
Achikunipis	-1884	4,12	0,0120	0,918
Alegrain	-1335	3,82	0,0075	0,919
Amichinatwayach	-1026	2,73	0,0055	0,786
Anonyme A	60	0,26	-0,0009	0,514
Aux Dores	-484	1,78	0,0037	0,642
Bienville	-736	2,49	0,0021	0,506
Bob-Grant*	-984	3,26	0,0141	0,800
Bourdel*	-74	1,15	-0,0410	0,583
Bourg*	945	-1,35	-0,0218	0,711
Caugnawana*	-430	1,52	0,0055	0,887
Chaumont	-1748	4,09	0,0119	0,814
Chibougamau	-2670	5,55	0,0124	0,628
Clarkie*	4832	-4,13	-0,1113	0,201
Corvette*	-2306	4,74	0,0590	0,883
Cosnier*	-3803	8,11	-0,1774	0,982
Craven	-380	1,46	0,0059	0,576
David	-135	0,45	0,0037	0,995
De Gannes	-768	2,49	0,0094	0,806
De l'Est	-2834	6,72	0,0183	0,757
Denys*	346	0,63	0,0121	0,160
Des Voeux	-1018	3,04	0,0033	0,535
Earhart	-203	0,56	0,0021	0,927
Eau Claire	-827	1,91	0,0065	0,720
En Coeur	-293	1,79	0,0041	0,870
Frégate	-784	2,77	0,0081	0,599
Fressel	-1562	3,87	0,0345	0,593
Gaillarbois*	-649	2,33	-0,0003	0,174
Hazeur	-807	2,66	0,0029	0,625
Hervé	-591	1,76	0,0101	0,783
Intersection*	-124	1,58	-0,0018	0,667
Julian	-2050	4,49	0,0152	0,559
Kawayapiskach	-1193	3,28	0,0079	0,607

Lac Sans nom (rivière Tabac)	-199	1,68	-0,0065	0,874
Lagus*	-84	1,03	0,0007	0,967
Lemain	-206	2,21	-0,0010	0,583
Letemplier*	-1378	3,99	0,0141	0,843
Loups Marins	-178	1,22	0,0047	0,784
Maulnier	-1813	4,18	0,0144	0,925
Midway	-289	1,67	0,0003	0,623
Morpain	-1558	4,54	0,0062	0,713
Mureau	-1567	3,84	0,0014	0,634
Nawakupaw*	-538	1,91	-0,0028	0,994
Petit Lac Caugnawana*	-173	0,92	0,0042	0,953
Petit Lac des Loups Marins	-716	2,38	0,0048	0,711
Sérigny	-982	3,27	0,0044	0,644
Tilly	-733	2,03	0,0070	0,820
Vaulezar	-2617	5,40	0,0129	0,417
Village Nord*	-2012	4,03	0,0209	0,941
Waconichi	-414	1,31	-0,0002	0,701
Wawa*	-464	1,68	-0,0208	0,203

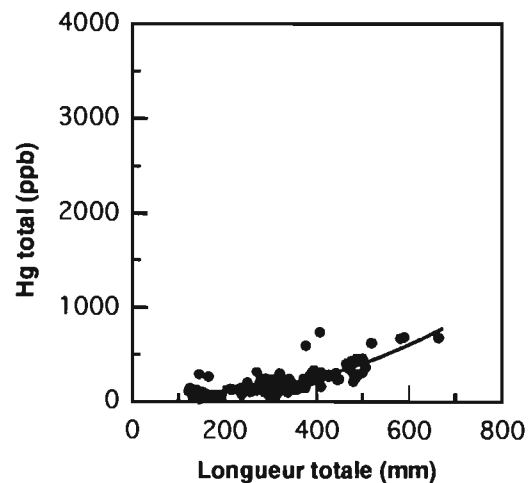
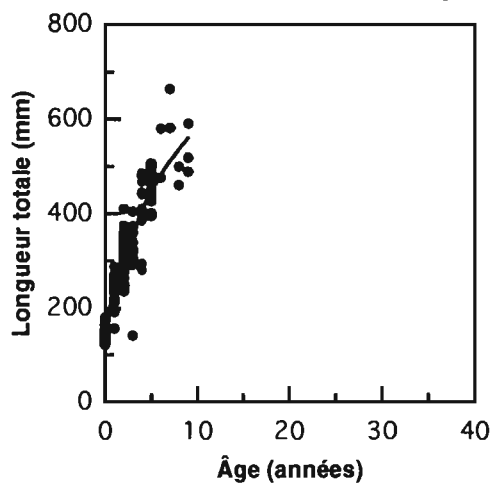
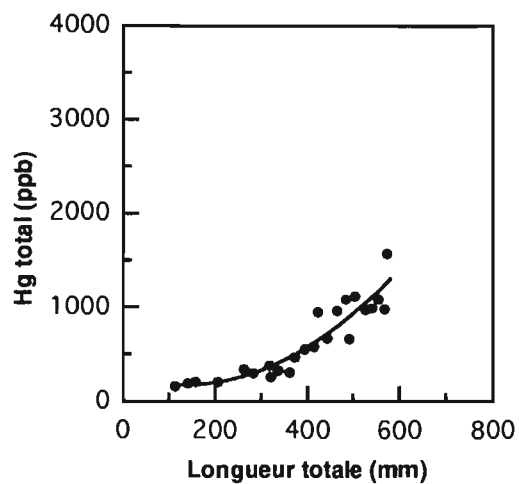
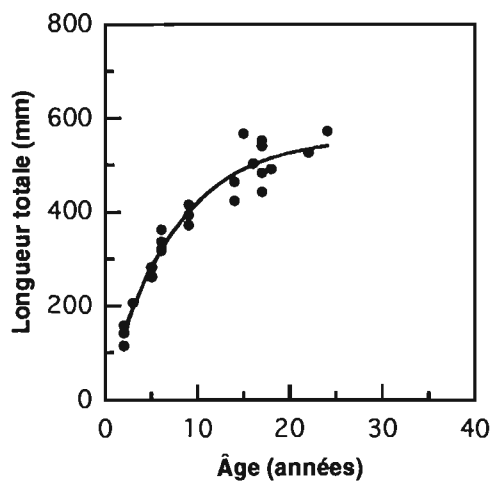
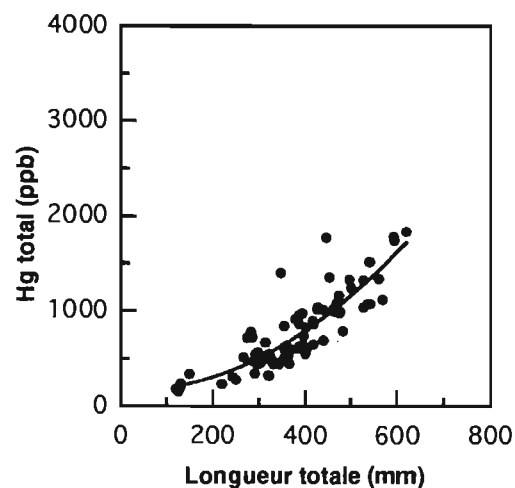
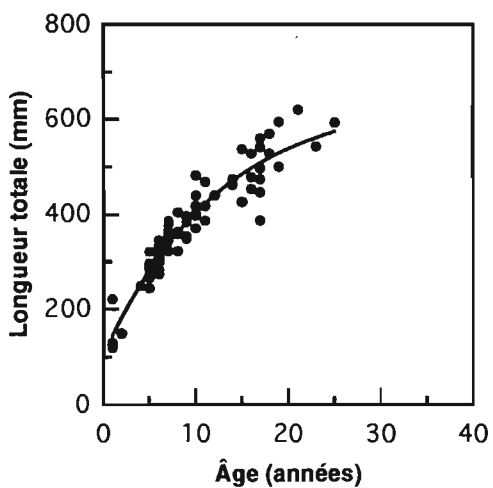
a, ordonnée à l'origine; *b*, coefficient de la longueur totale (LT) et *c*, coefficient de la longueur totale centrée (LTC).

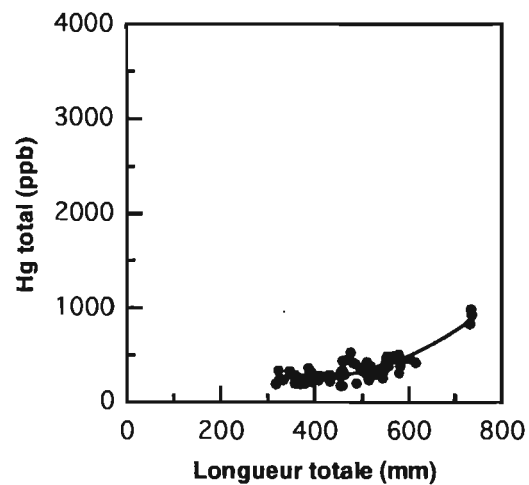
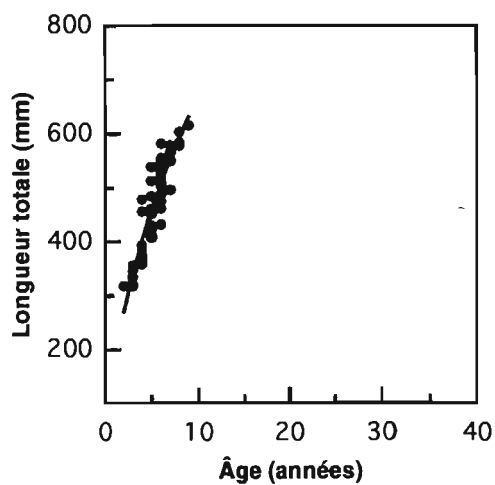
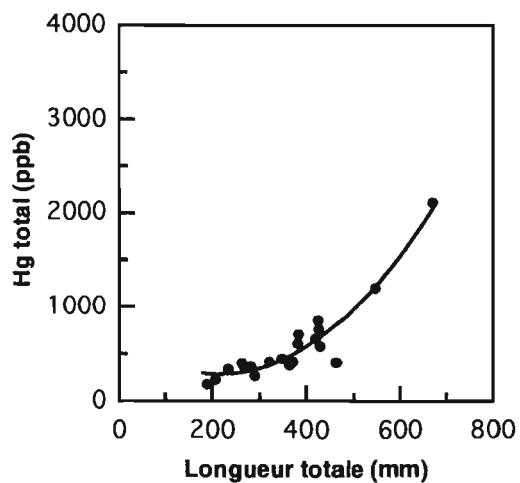
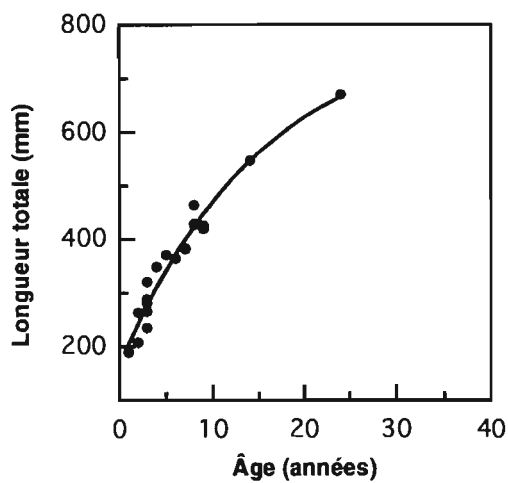
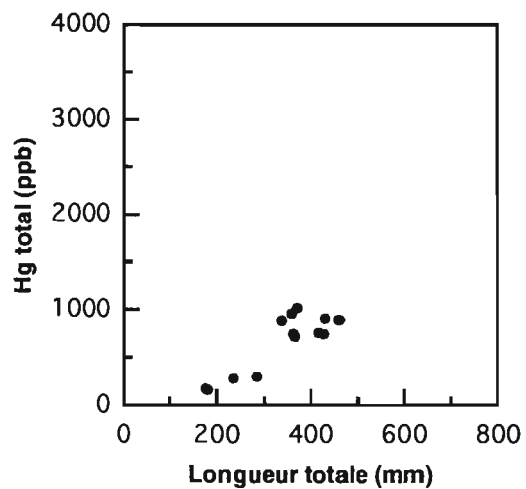
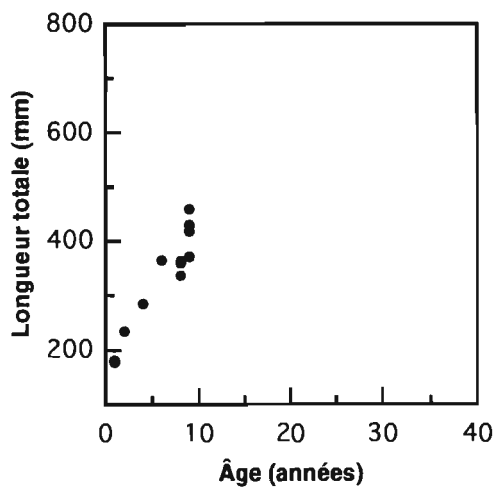
ANNEXE E : Diagrammes de dispersion pour les populations de dorés jaunes.

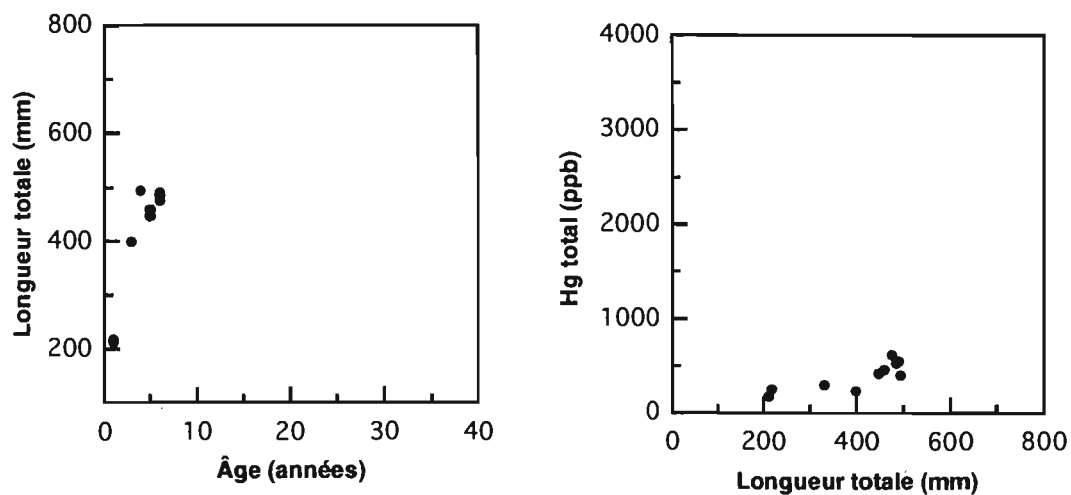
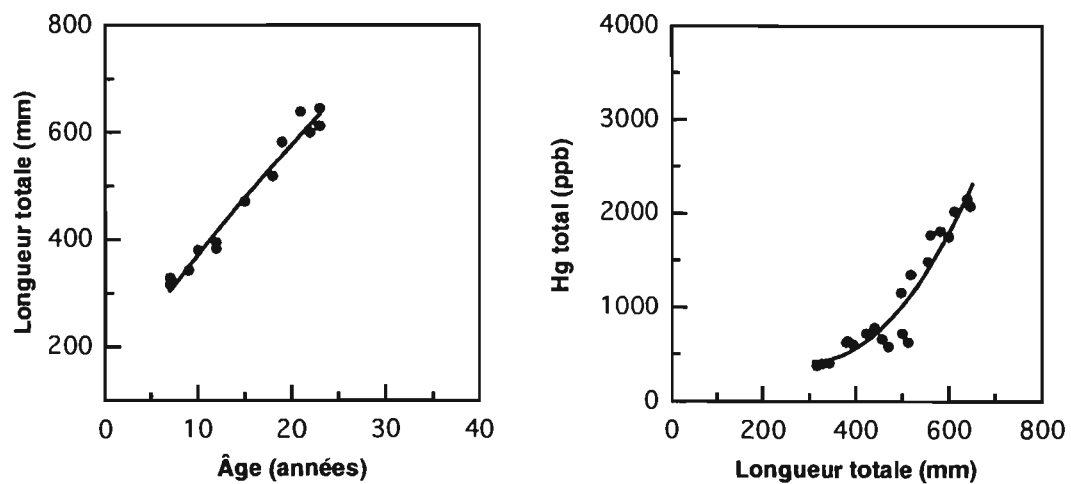
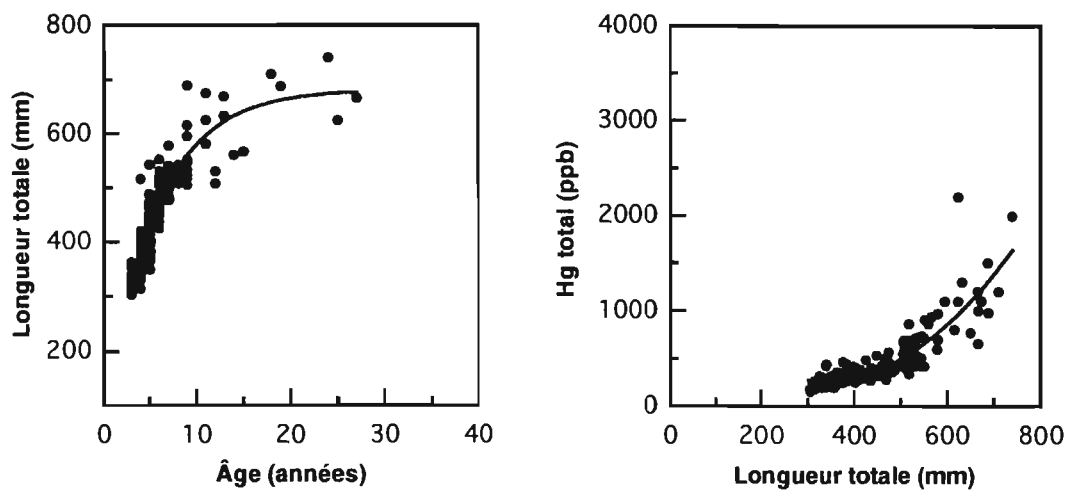
Figures de gauche : longueur totale (mm) en fonction de l'âge (années) et courbes de croissance de von Bertalanffy significatives.

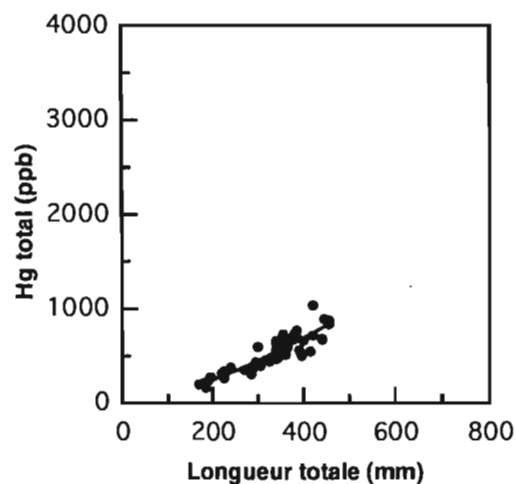
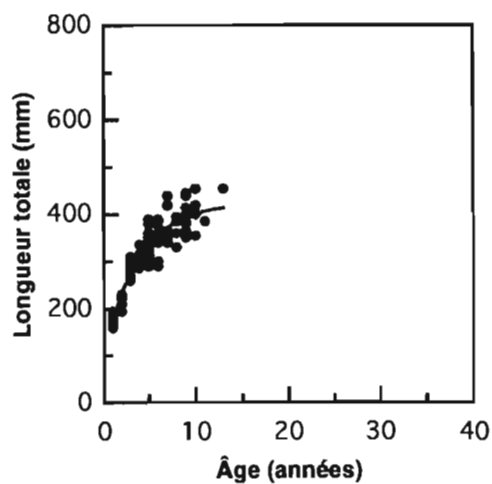
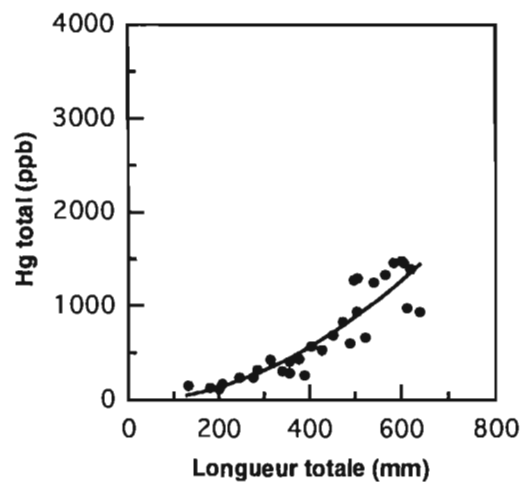
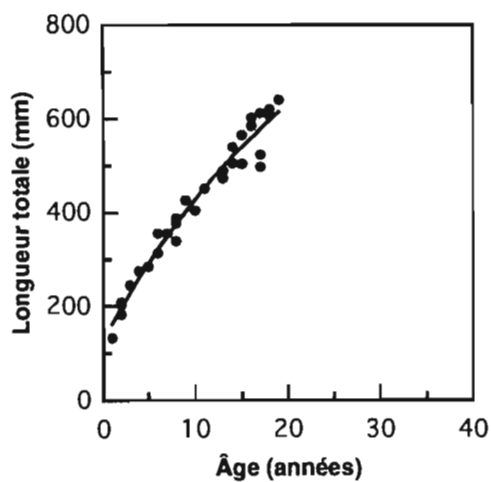
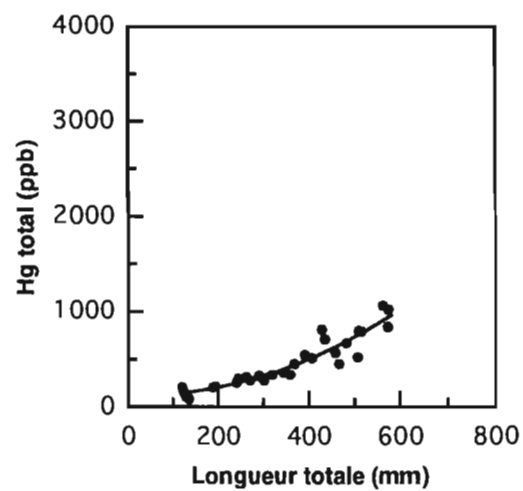
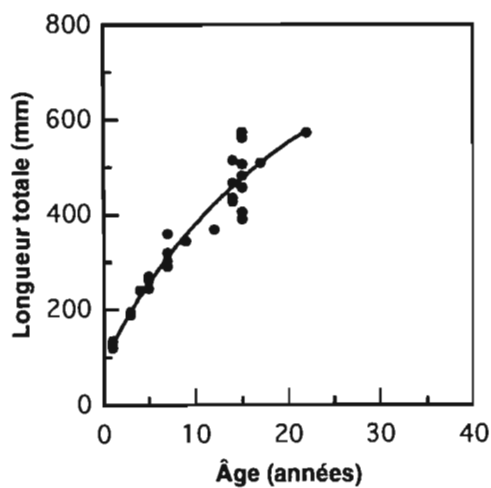
Figures de droite : Concentrations de Hg total dans la chair au poids humide (ppb) en fonction de la longueur totale (mm) et régressions polynomiales significatives.

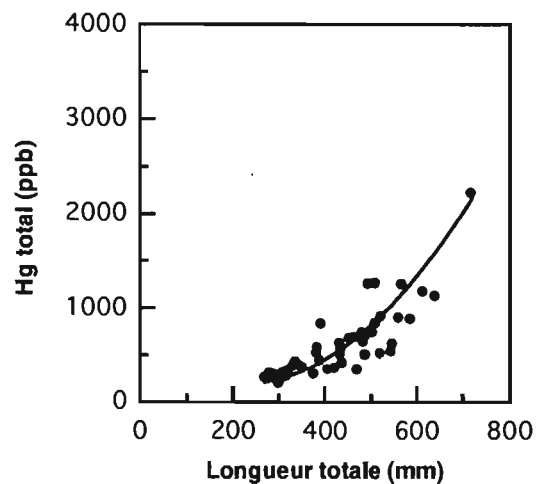
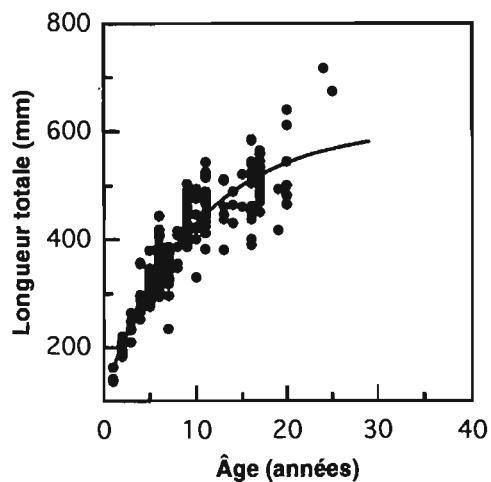
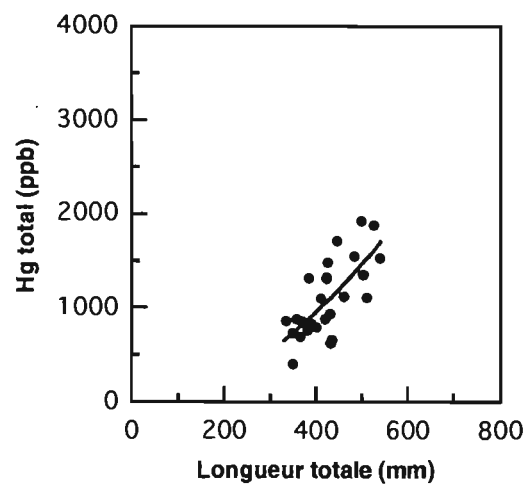
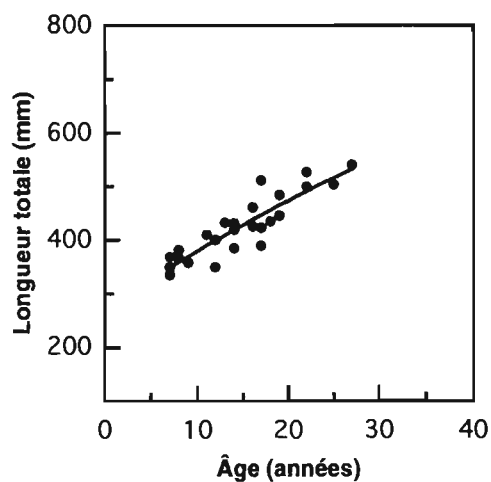
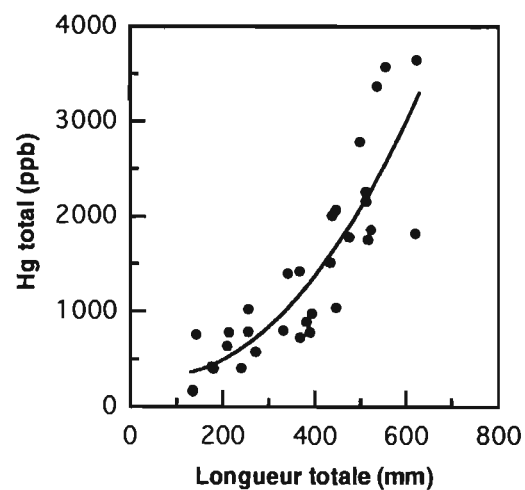
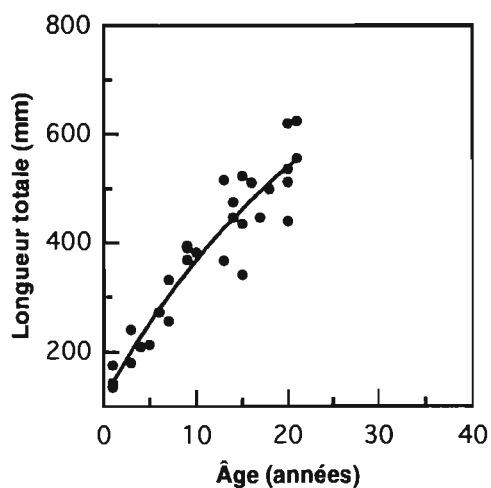
Archipel du Lac Saint-Pierre, lac Achiyasku, lac aux Goélands	94
Lac aux Dorés, lac Bob-Grant, lac Bouchier	95
Lac Bréhard, lac Bruce, lac Chibougama	96
Lac Chicobi, lac Clarkie, lac Conn	97
Lac Cosnier, lac Coutaceau, lac Dana	98
Lac des Vents, lac Deschamps, lac Desjardins	99
Lac Detchevery (Kowskatehkakmow), lac Dickson, lac Duparquet	100
Lac Duxbury, lac Evans, lac Faguy	101
Lac Gaotanaga, lac Giffard, lac Grasset	102
Lac Jolliet, lac Lagarde, lac Lamarck	103
Lac le Royer, lac Lessard, lac Malartic	104
Lac Matagami, lac Mégiscane, lac Mesgouez	105
Lac Némijiche, lac Némiscau, lac Obatogama	106
Lac Ouescapis, lac Pamigamichi, lac Pikutamaw	107
Lac Poncheville, lac Preissac, lac Pusticamica	108
Lac Quénonisca, lac Rodayer, lac Roggan	109
Lac Saint-François, lac Saint-Pierre, lac aux Sangsues	110
Lac Six-Milles, lac Soscumica, lac Théodat	111
Lac Village Nord, lac Waconichi, lac Waswanipi	112
Lac Yasinski	113

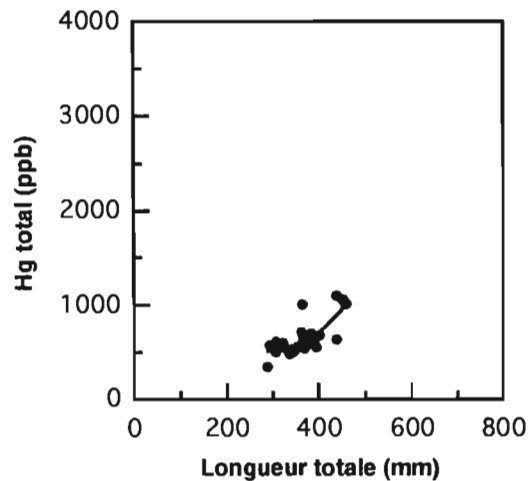
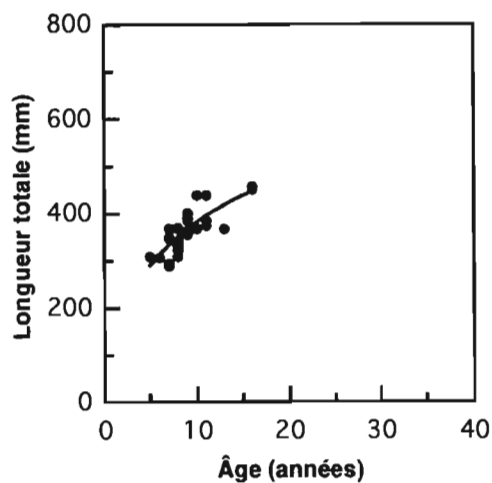
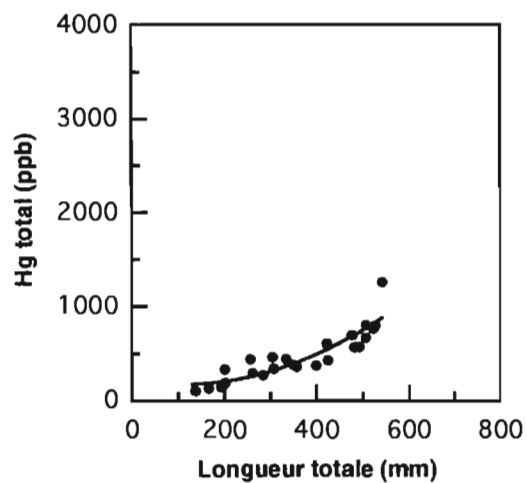
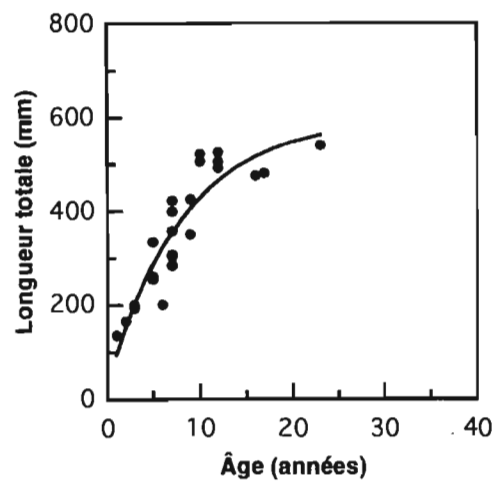
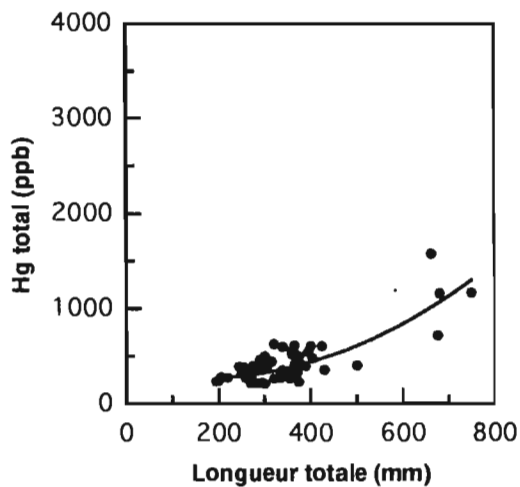
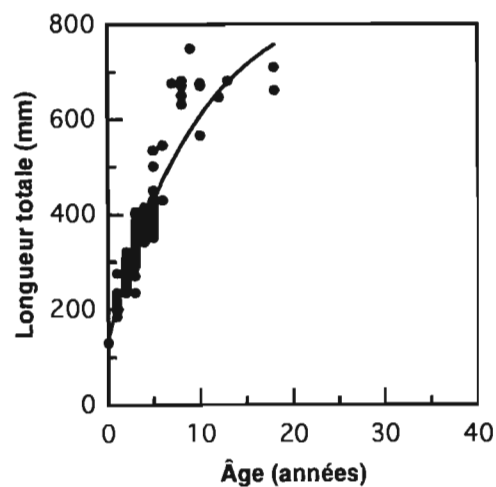
Archipel du Lac Saint-Pierre**Lac Achiyasku****Lac aux Goélands**

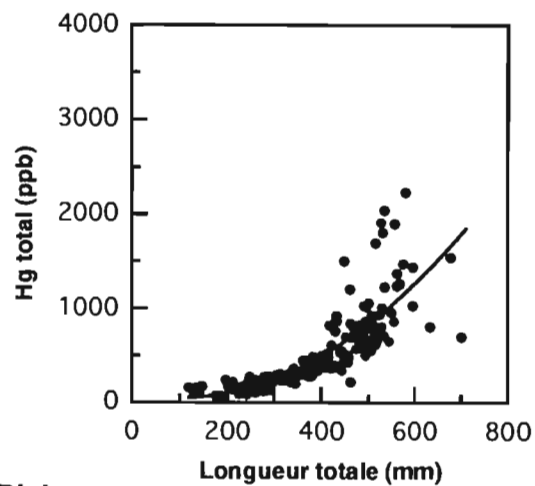
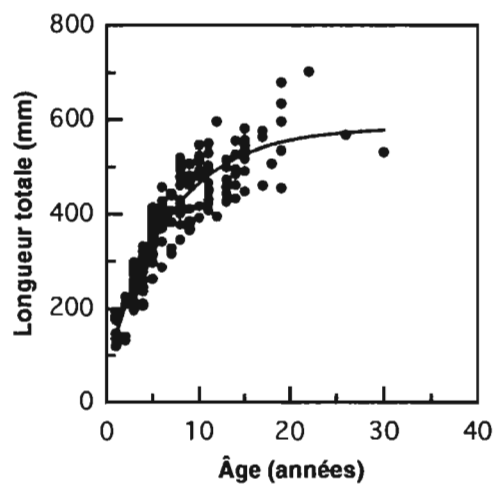
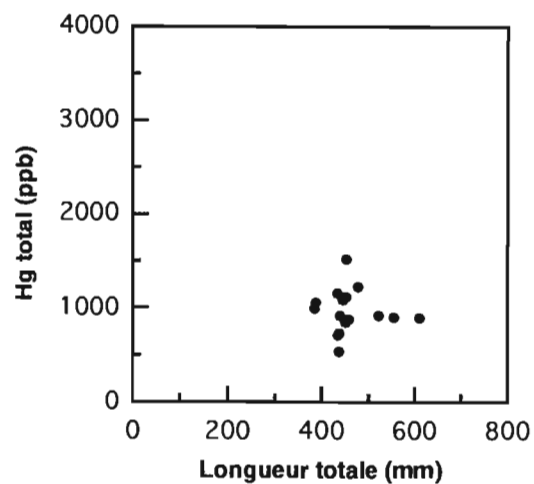
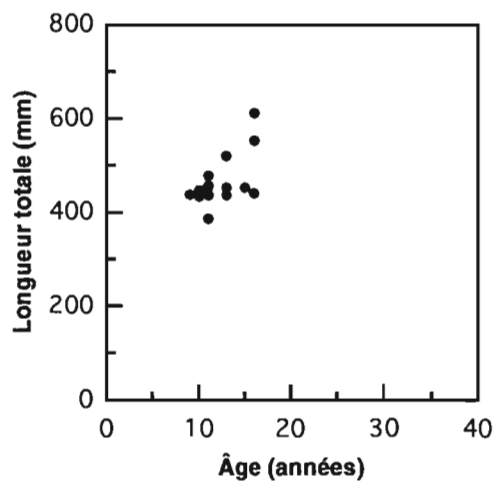
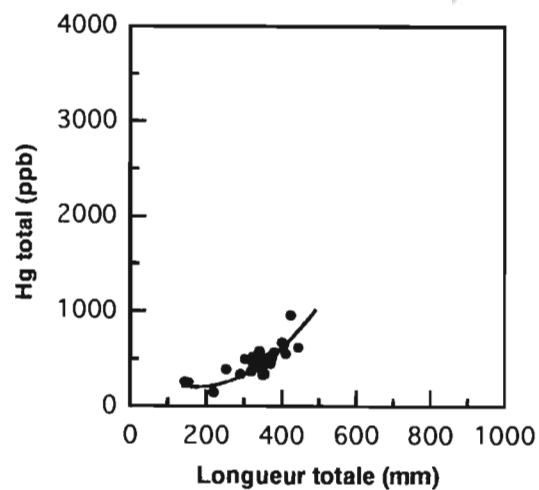
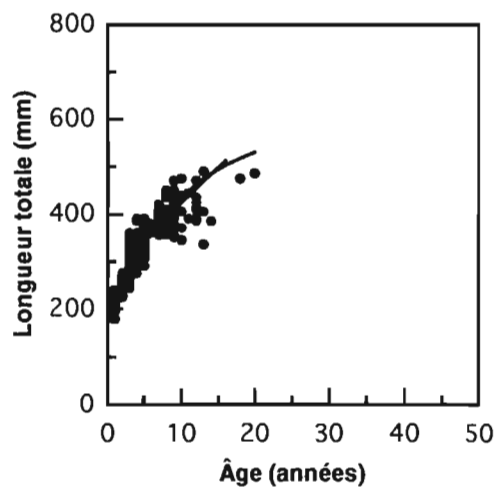
Lac Aux Dorés**Lac Bob-Grant****Lac Bouchier**

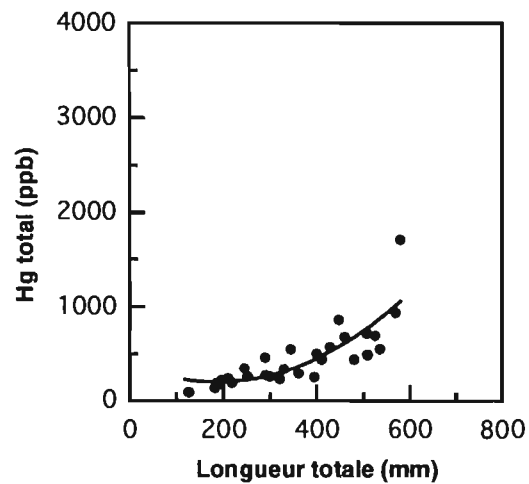
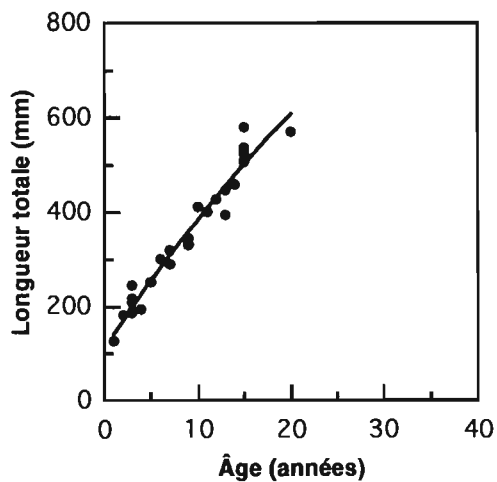
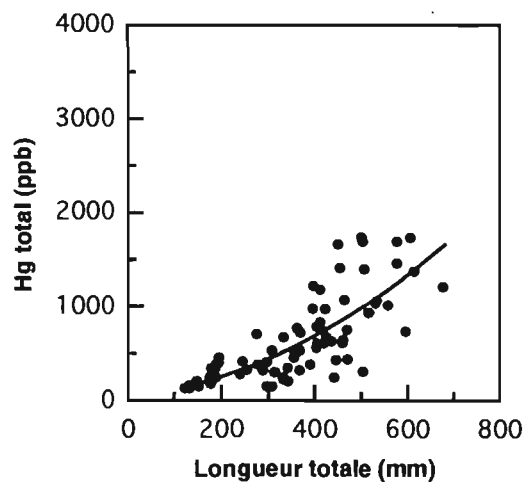
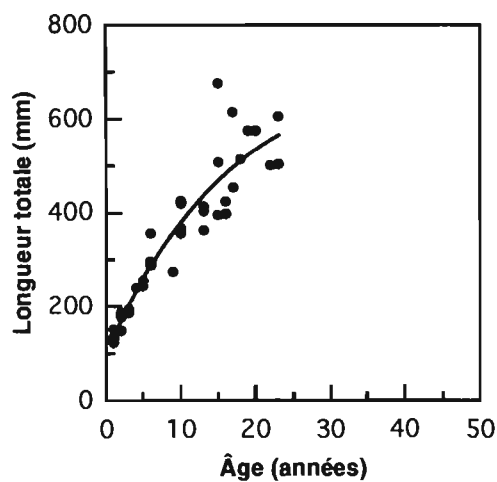
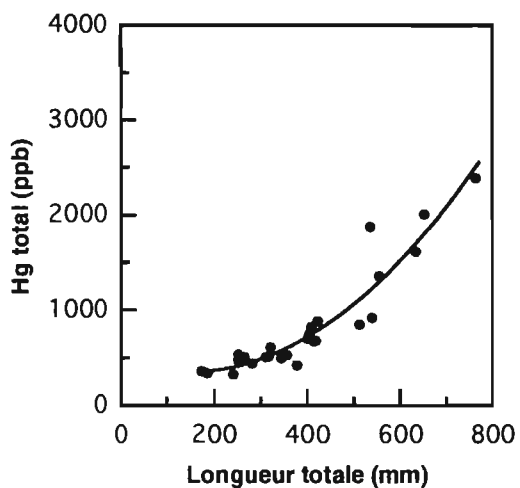
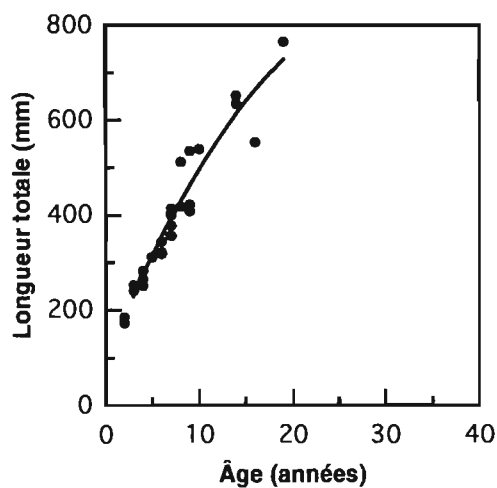
Lac Bréhard**Lac Bruce****Lac Chibougamau**

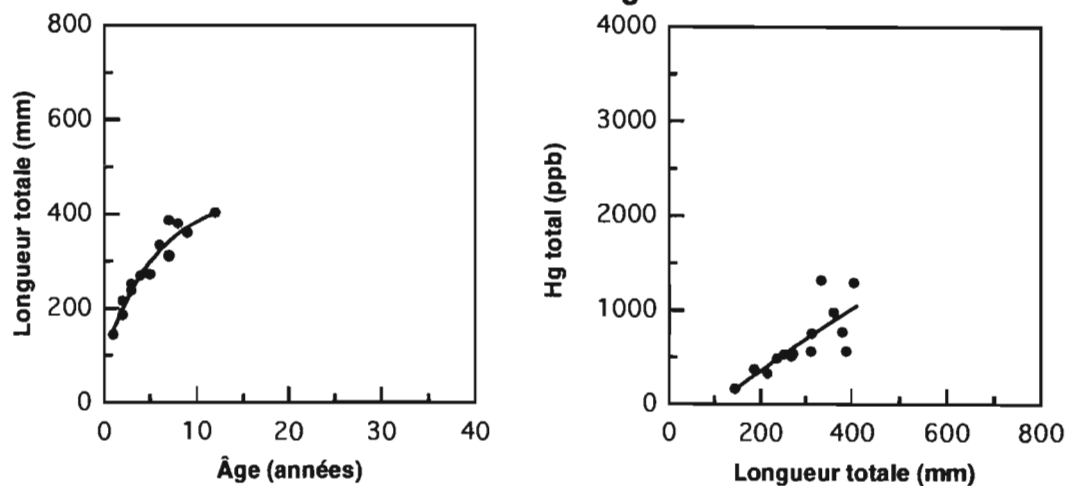
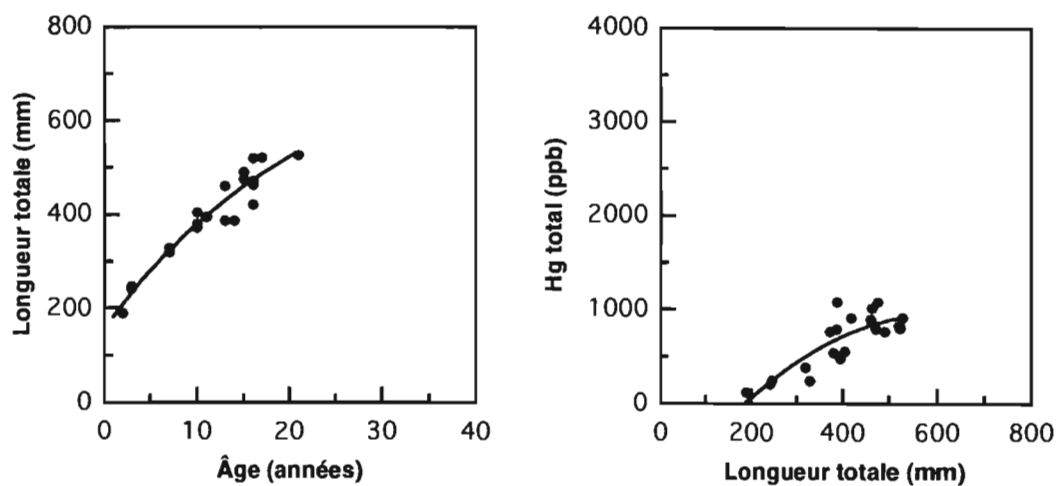
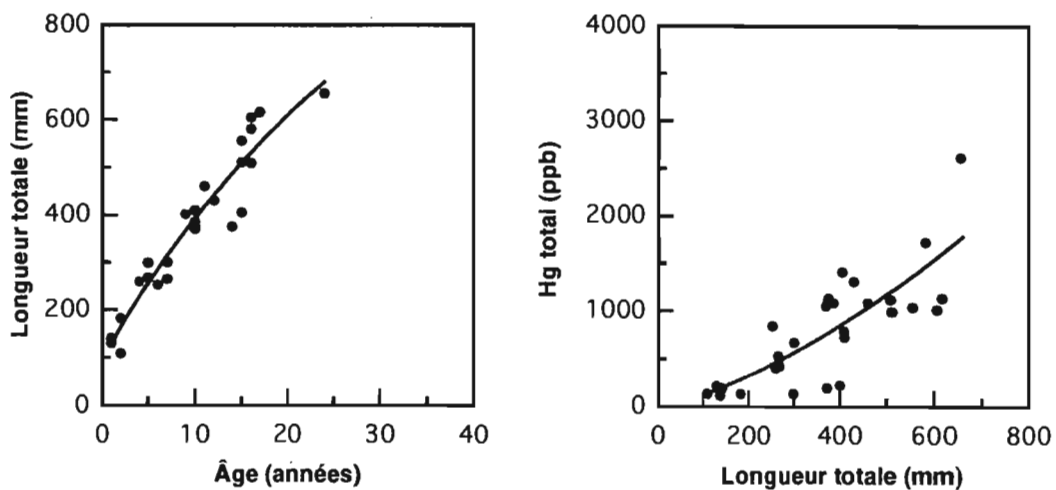
Lac Chicobi**Lac Clarkie****Lac Conn**

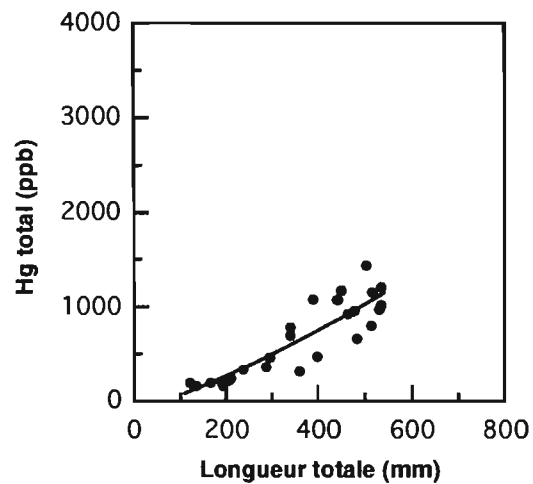
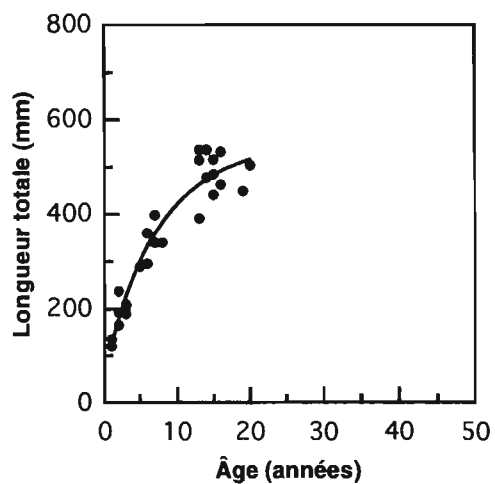
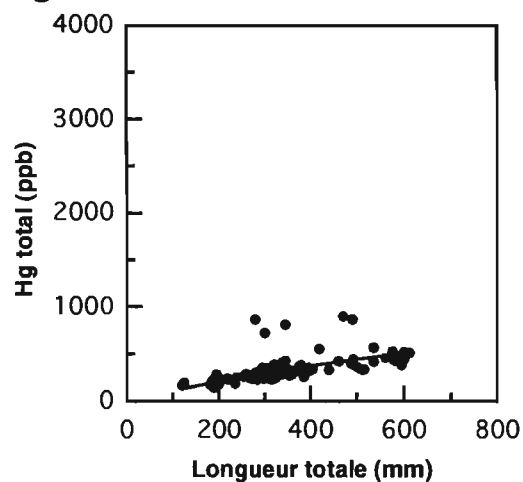
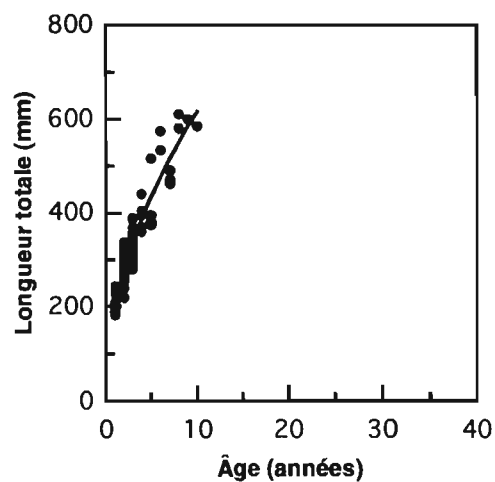
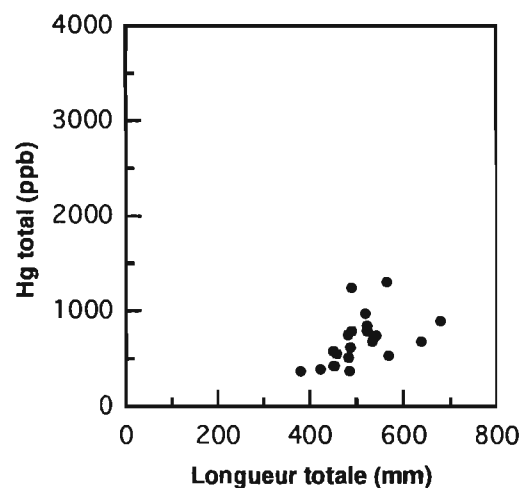
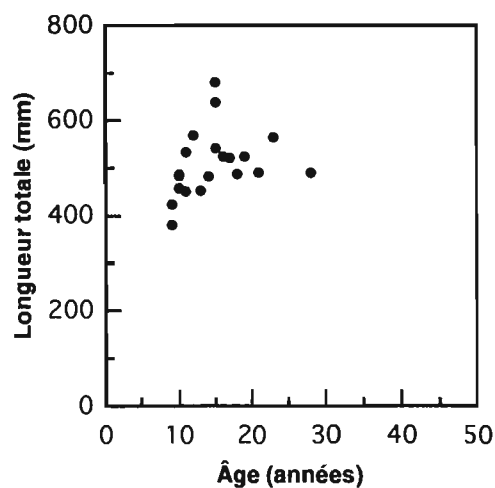
Lac Cosnier**Lac Coutaceau****Lac Dana**

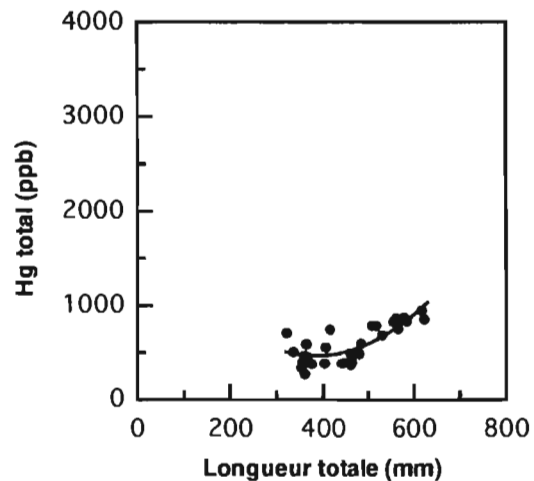
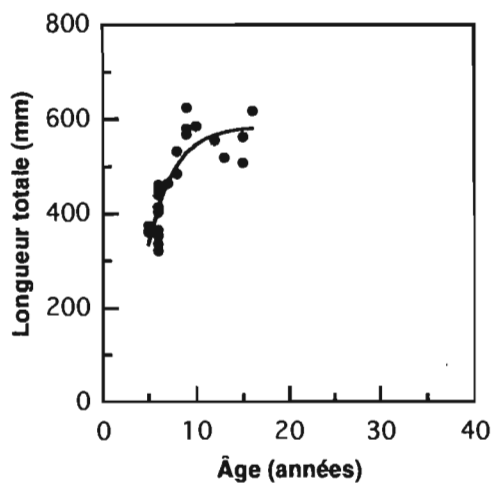
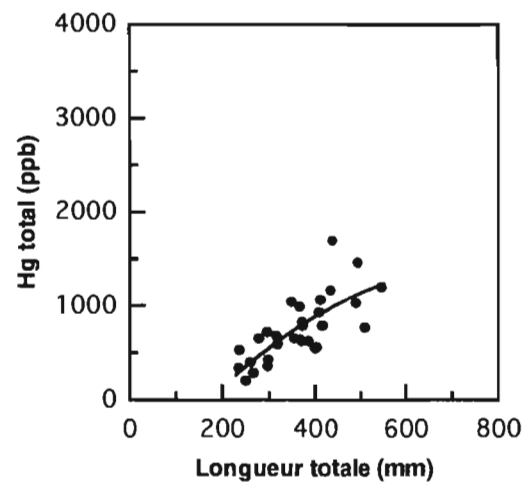
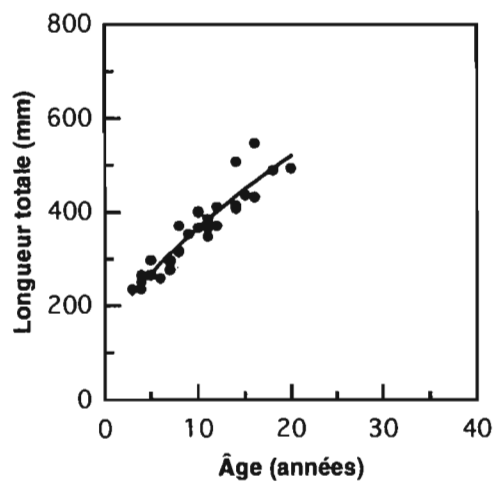
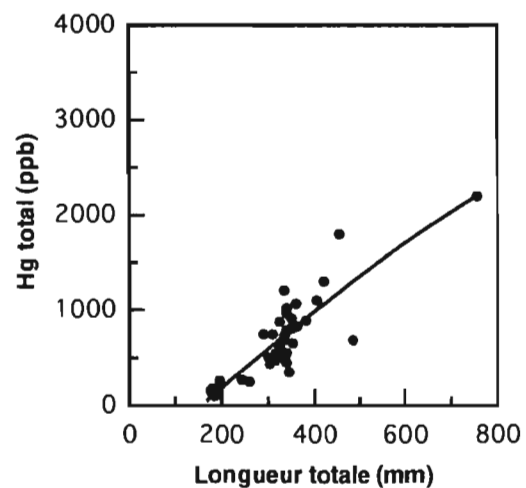
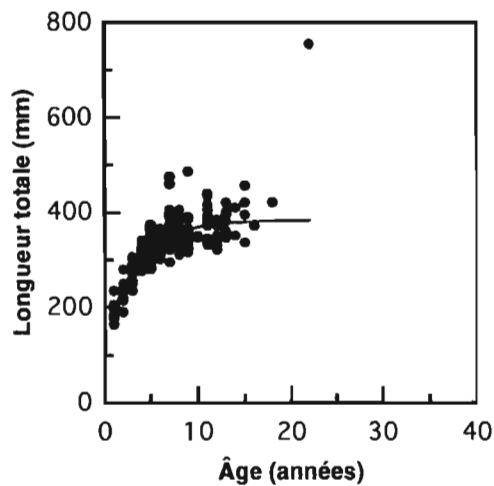
Lac des Vents**Lac Deschamps****Lac Desjardins**

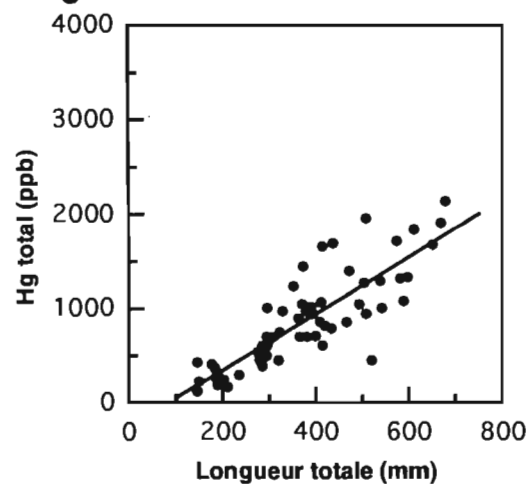
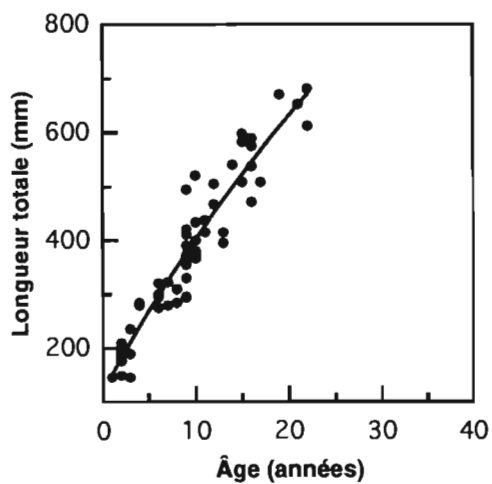
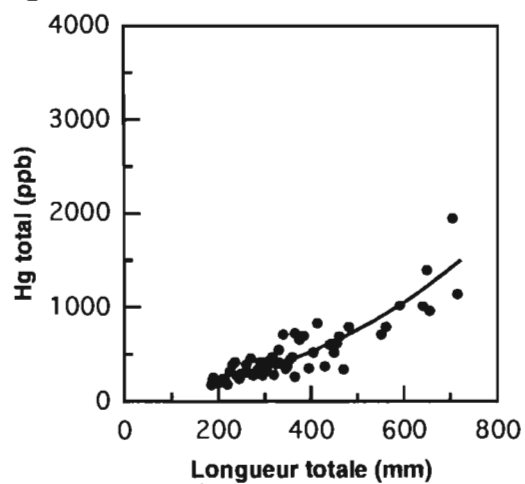
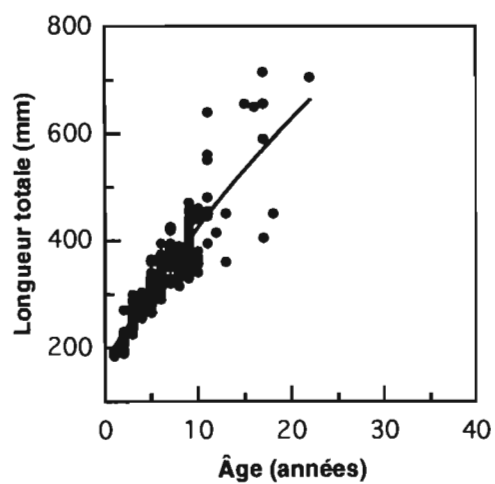
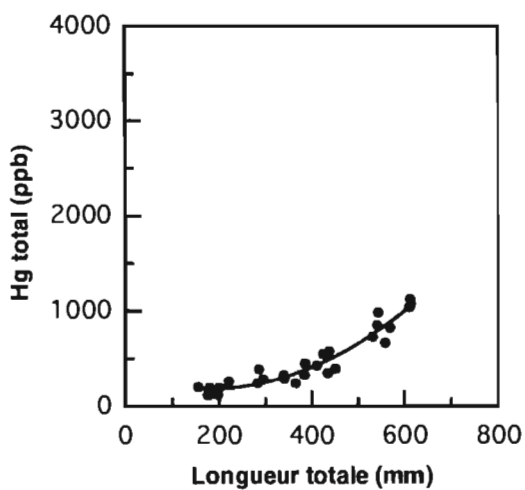
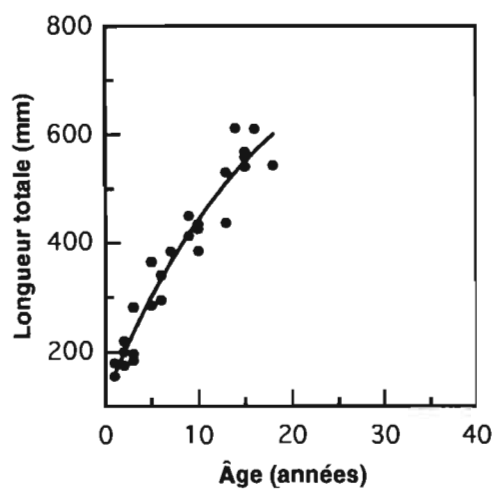
Lac Detchevery (Kowskatehkakmow)**Lac Dickson****Lac Duparquet**

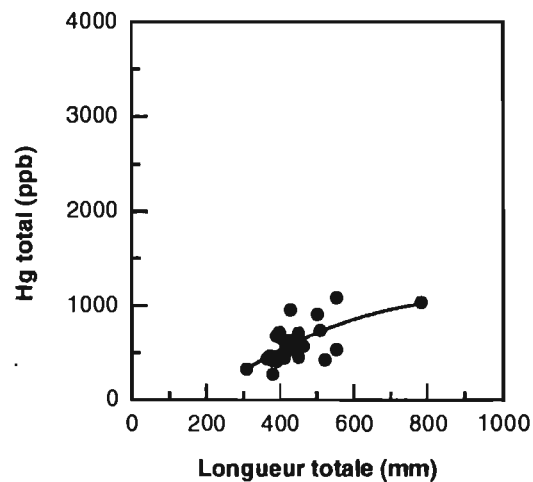
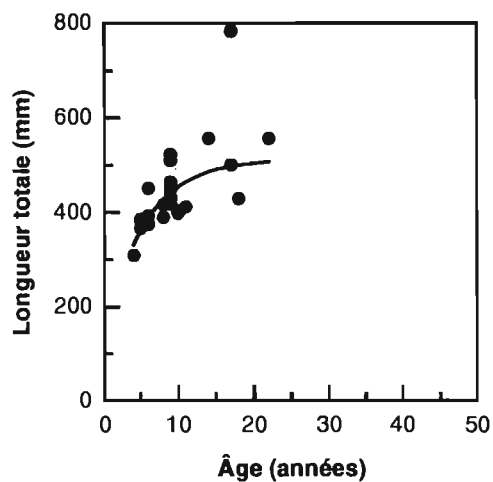
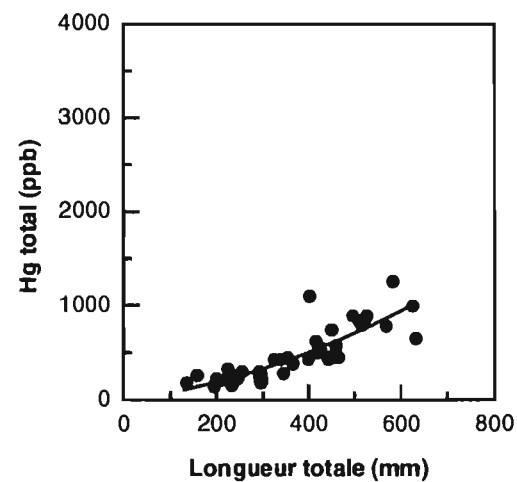
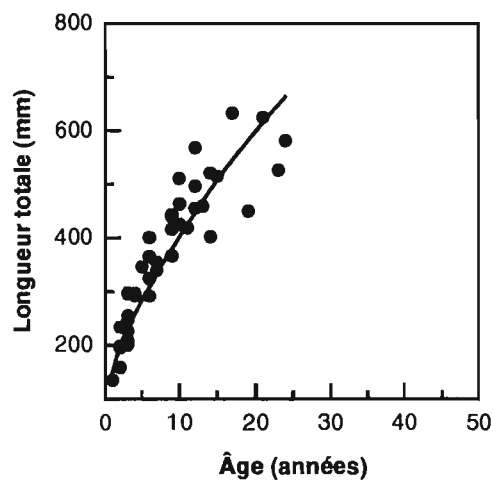
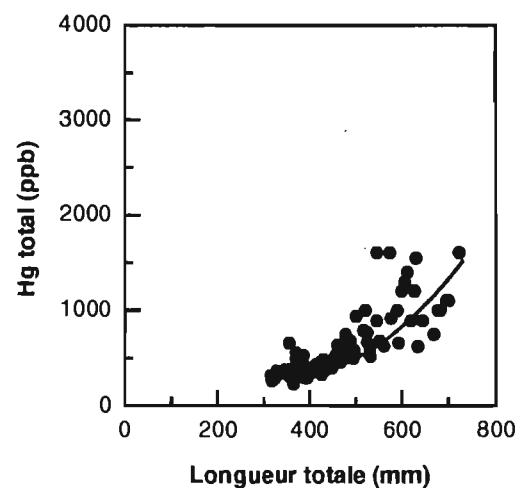
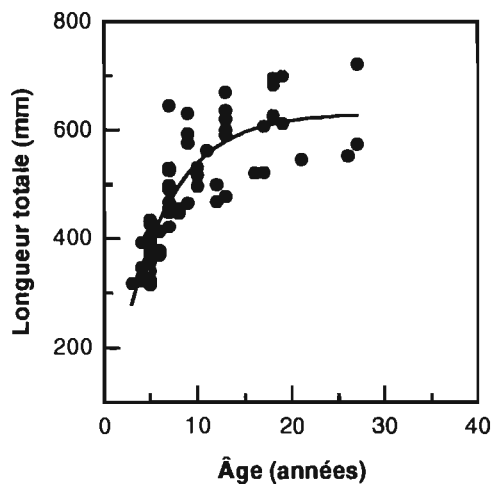
Lac Duxbury**Lac Evans****Lac Faguy**

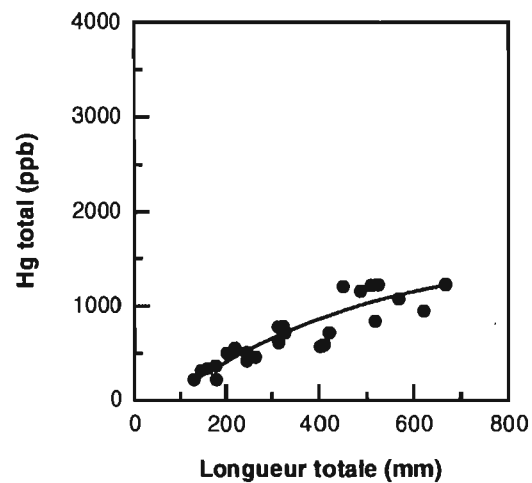
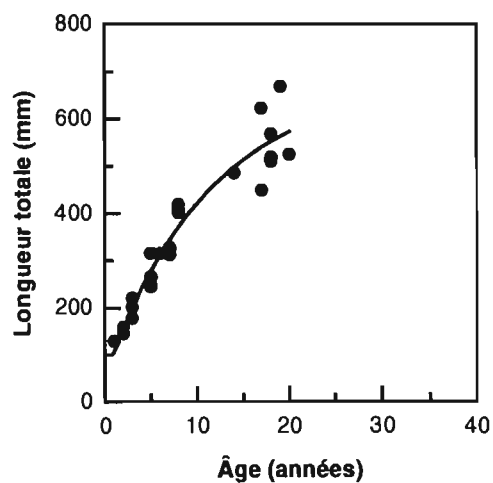
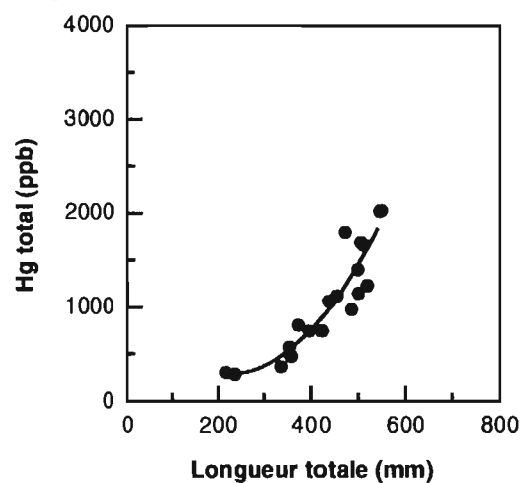
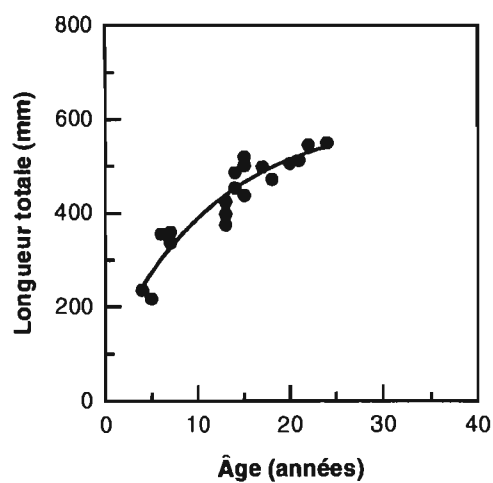
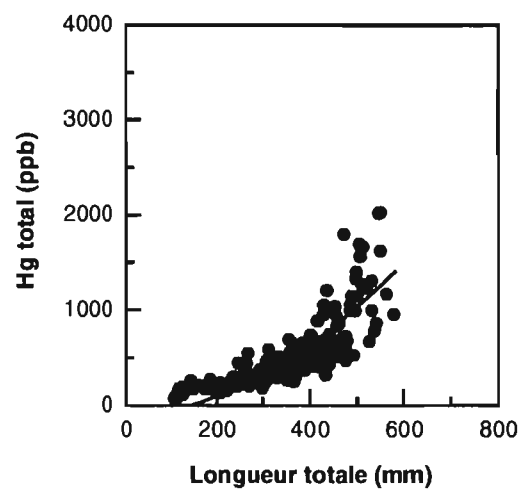
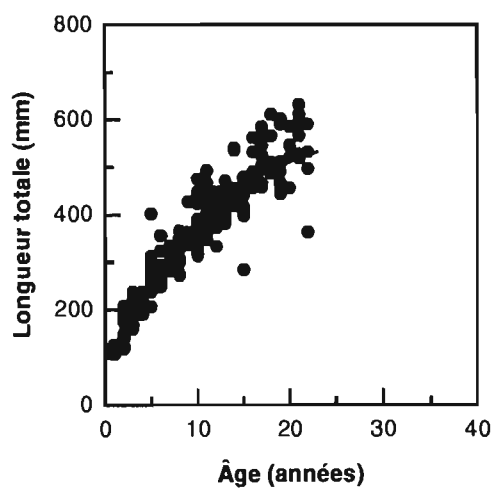
Lac Gaotanaga**Lac Giffard****Lac Grasset**

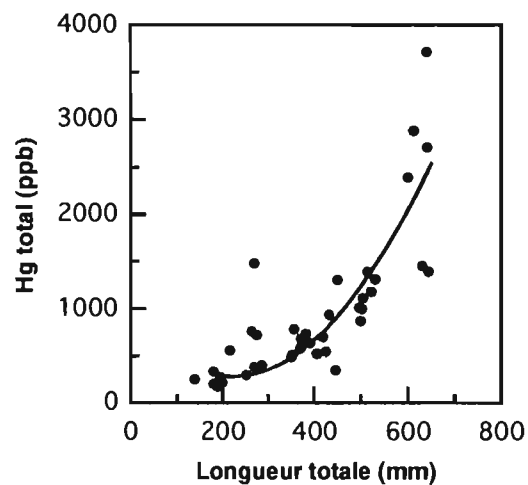
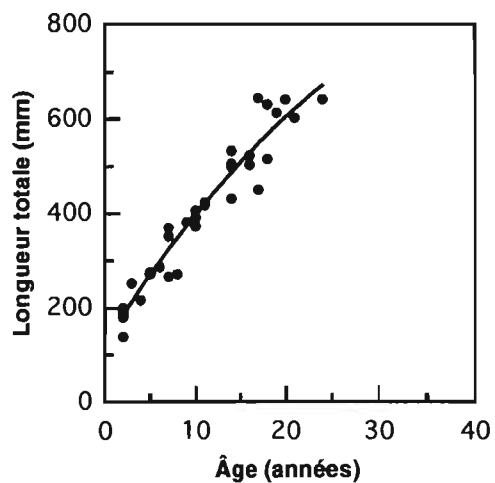
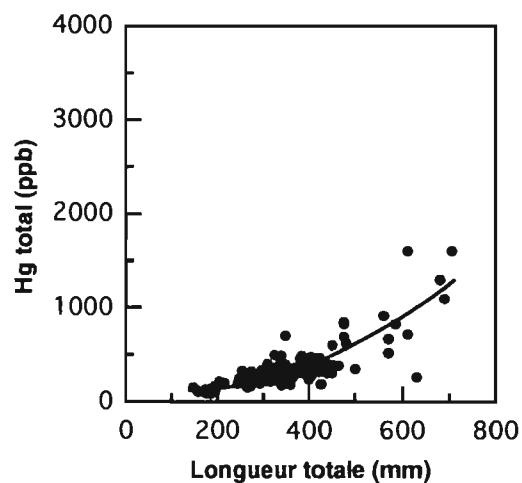
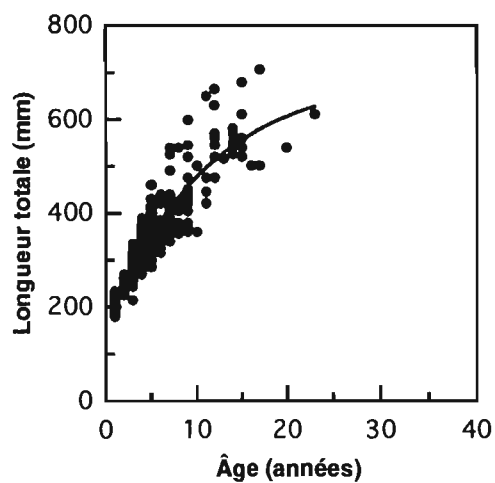
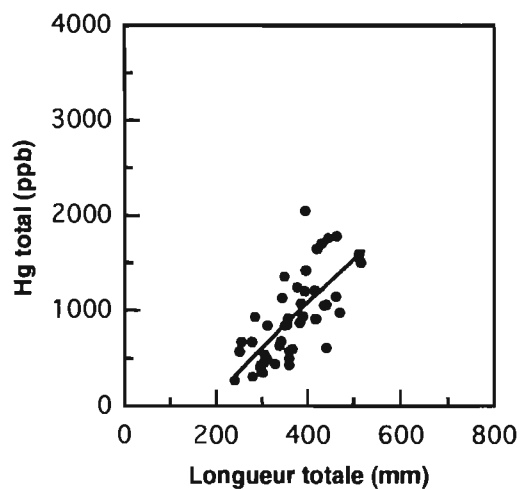
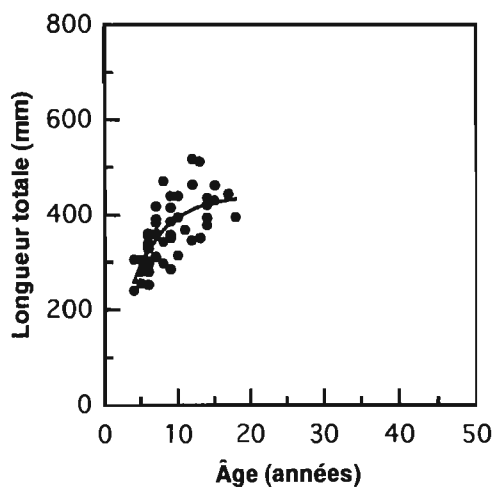
Lac Jolliet**Lac Lagarde****Lac Lamarck**

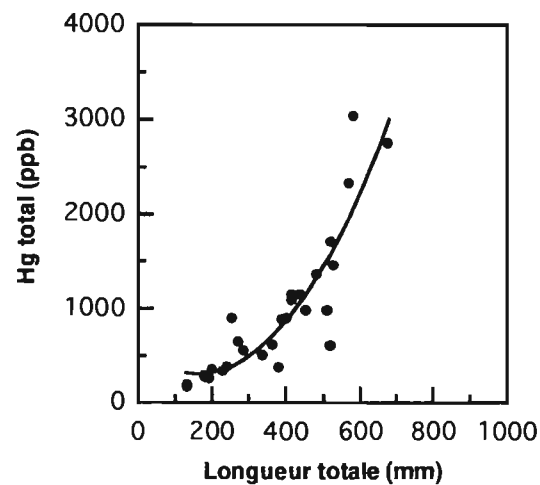
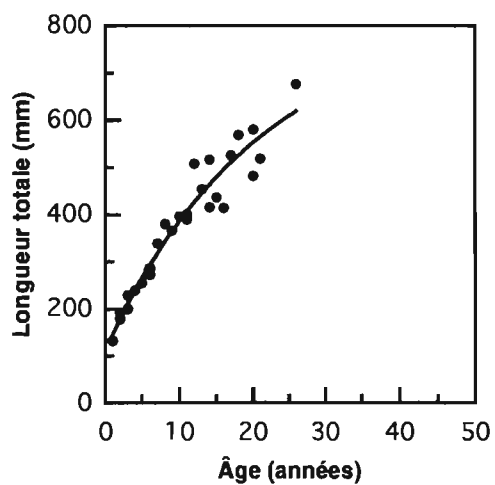
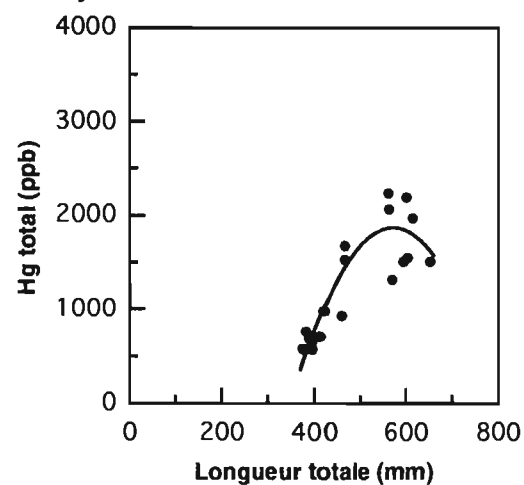
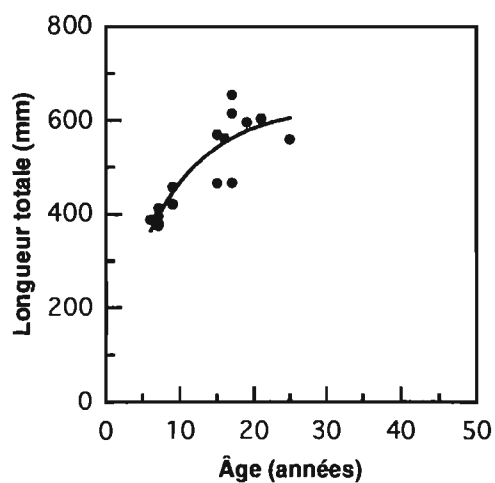
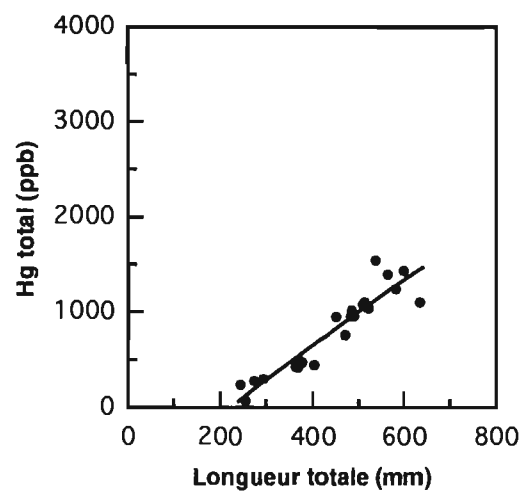
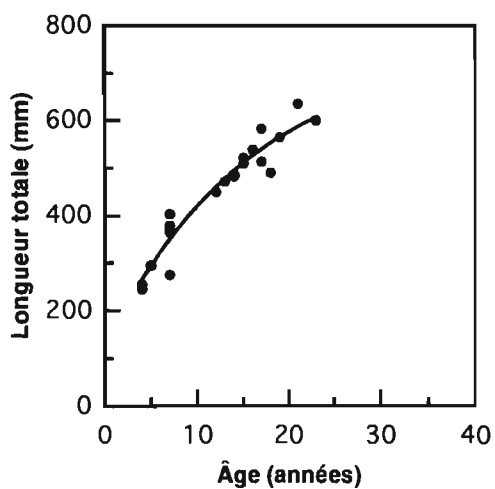
Lac Le Royer**Lac Lessard****Lac Malartic**

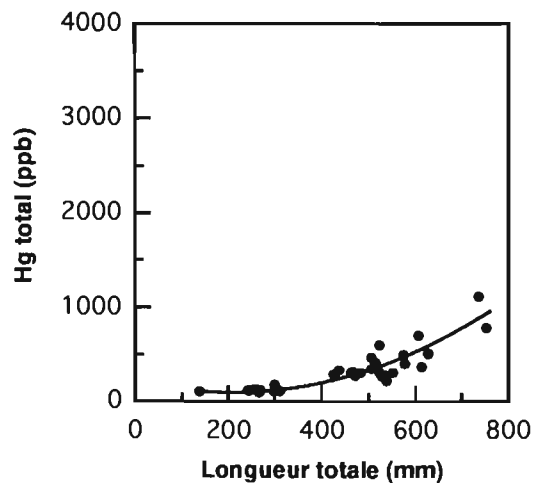
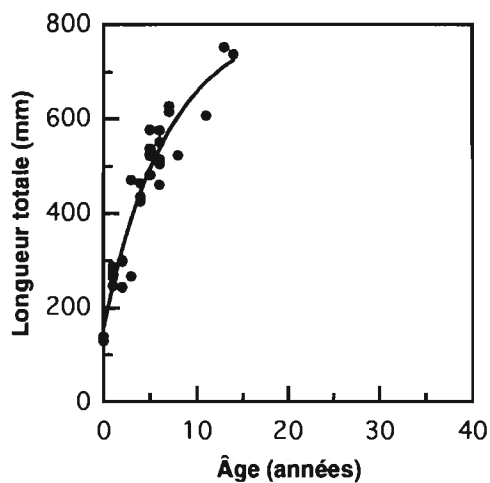
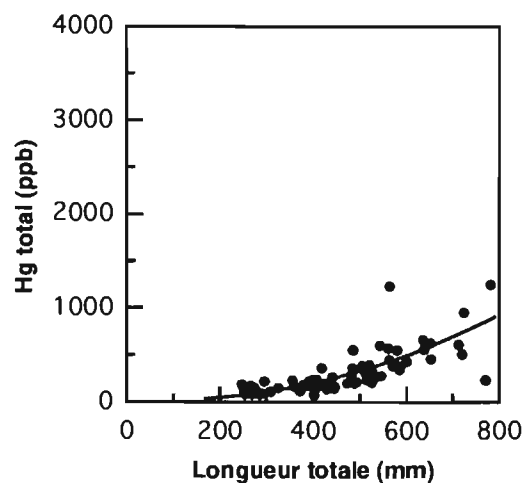
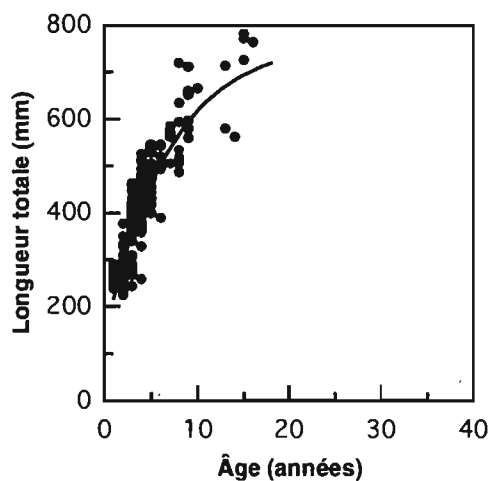
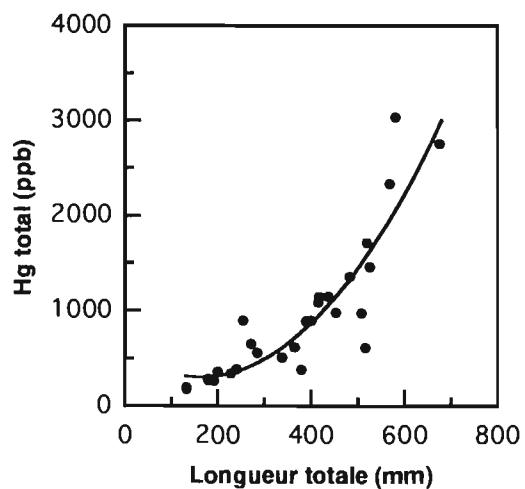
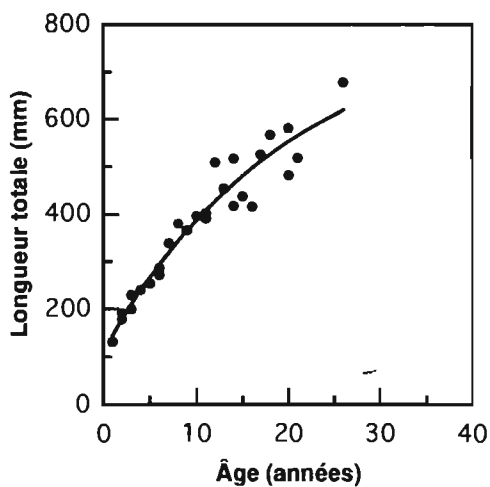
Lac Matagami**Lac Mégiscane****Lac Mesgouez**

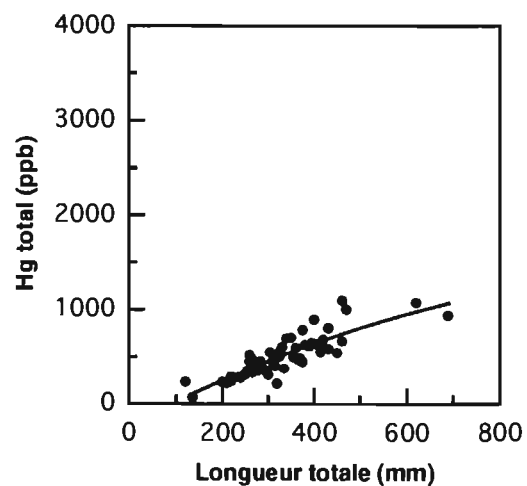
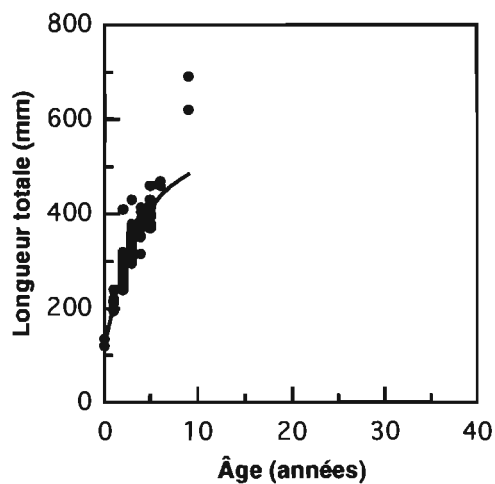
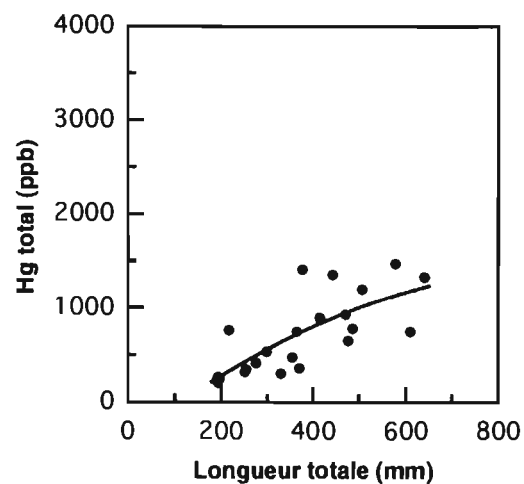
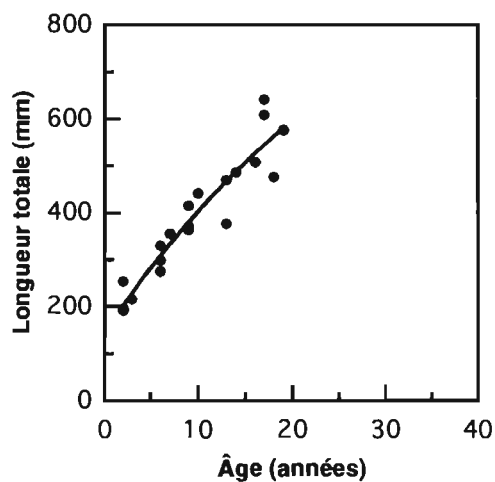
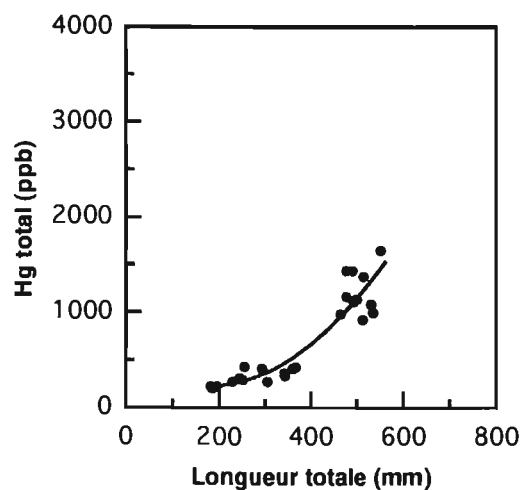
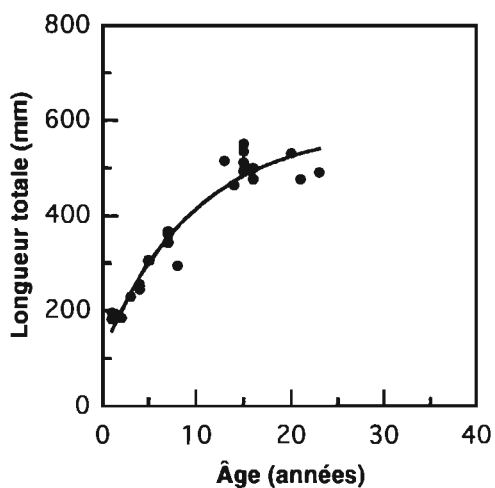
Lac Némijiche**Lac Némiscau****Lac Obatogamau**

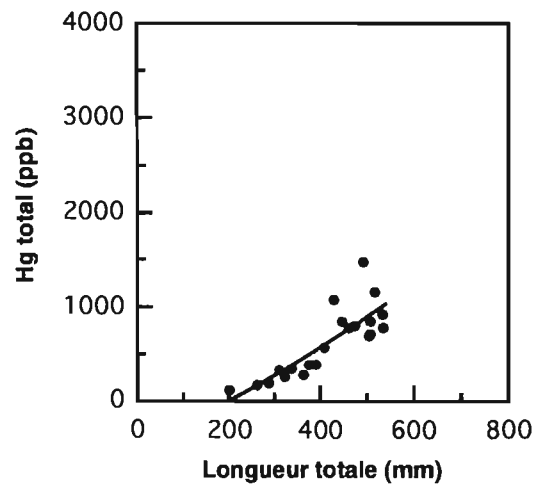
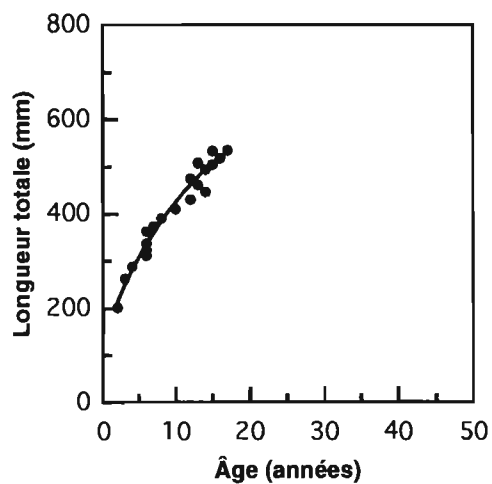
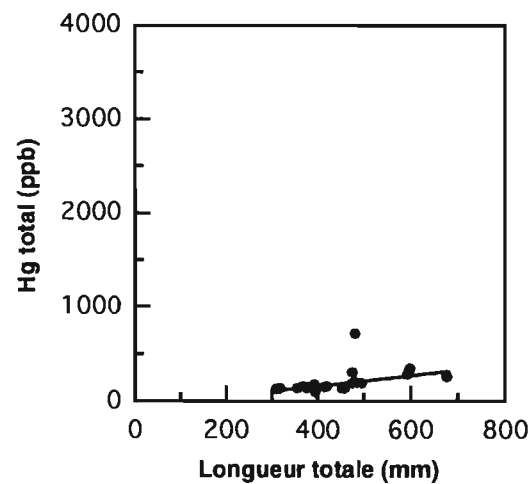
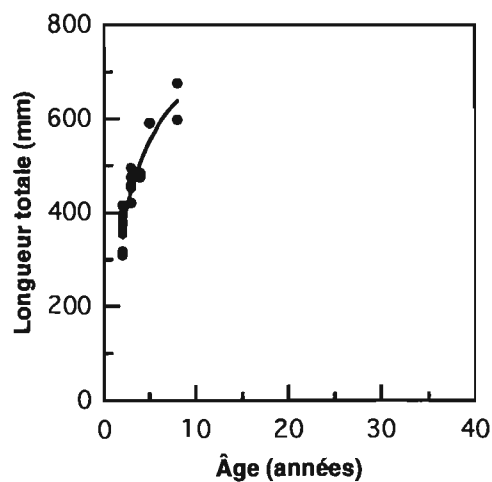
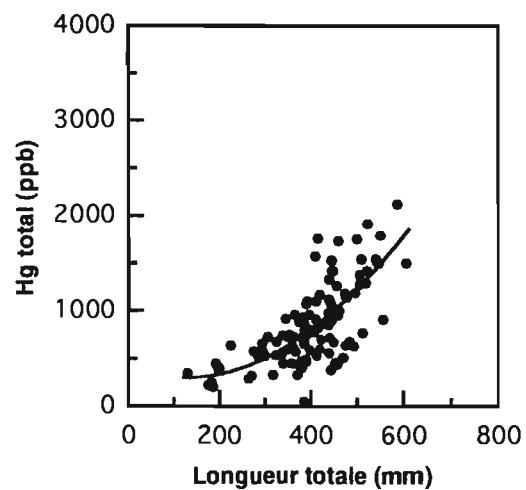
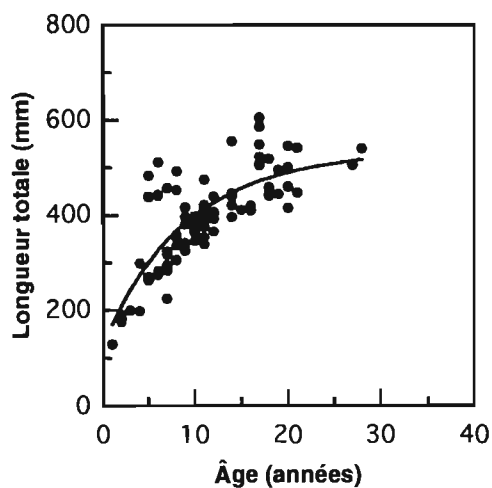
Lac Ouescapis**Lac Pamigamichi****Lac Pikutamaw**

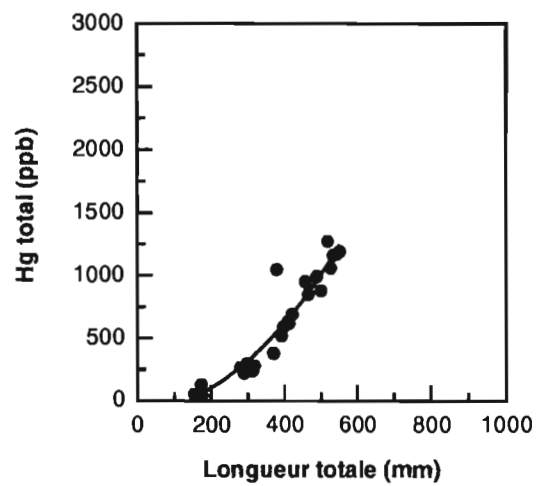
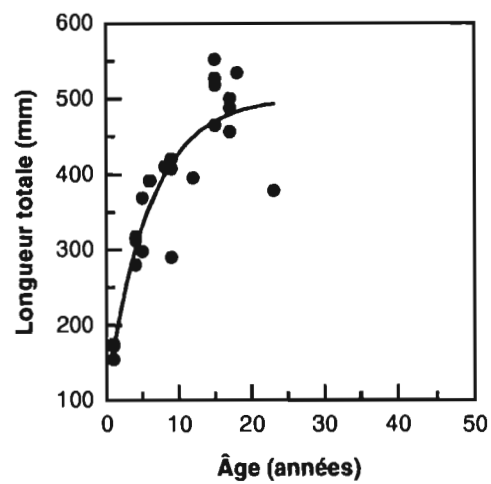
Lac Poncheville**Lac Preissac****Lac Pusticamica**

Lac Quénonisca**Lac Rodayer****Lac Roggan**

Lac Saint-François**Lac Saint-Pierre****Lac Sangsues**

Lac Six-Milles**Lac Soscumica****Lac Théodat**

Lac Village Nord**Lac Waconichi****Lac Waswanipi**

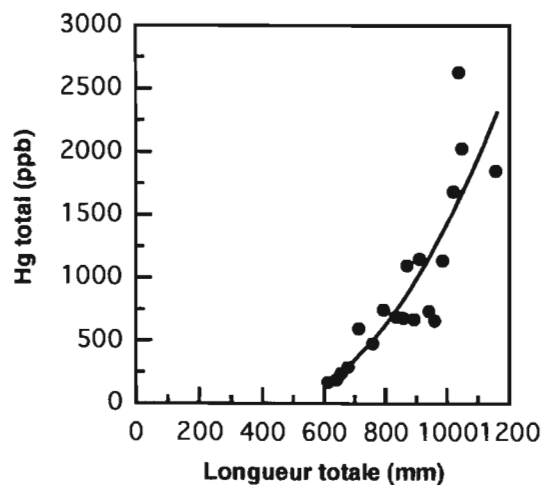
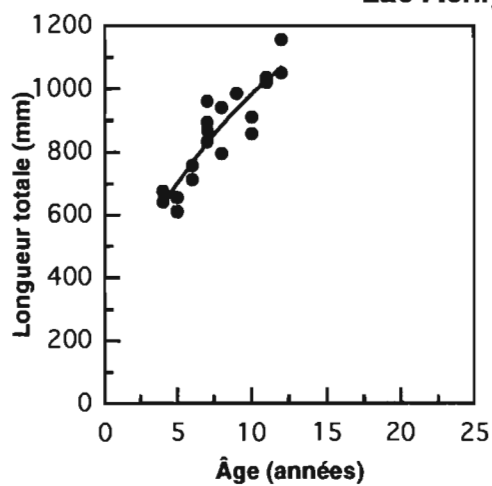
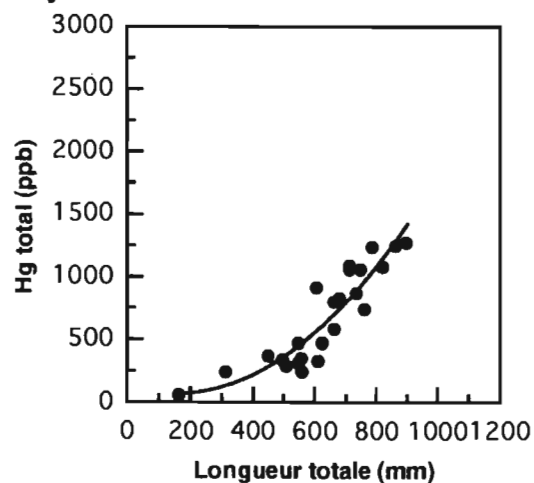
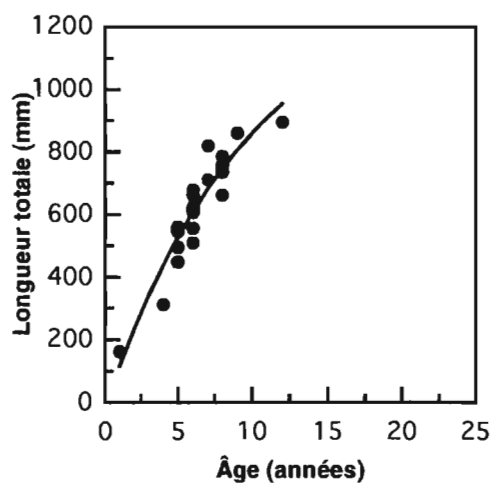
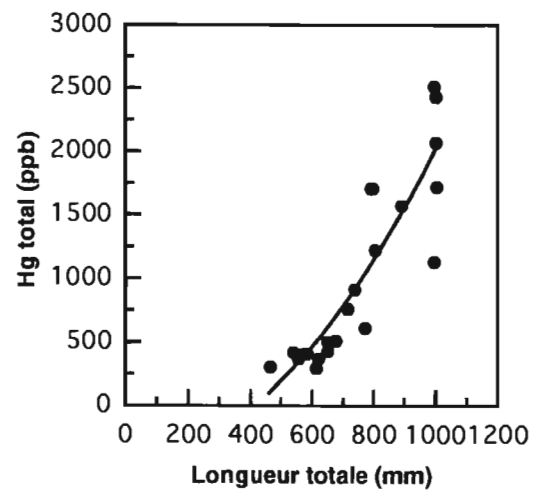
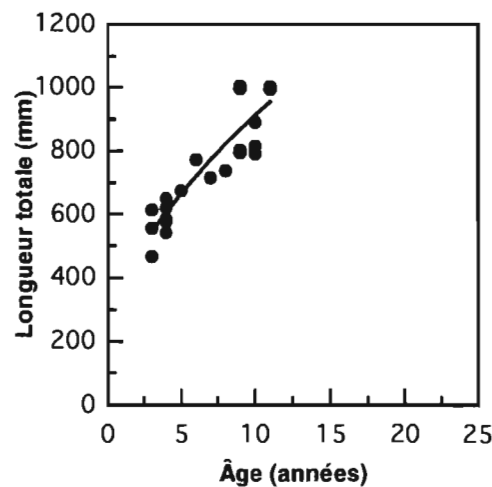
Lac Yasinski

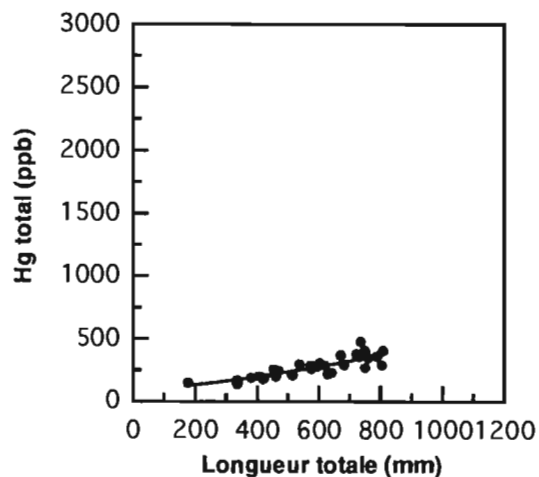
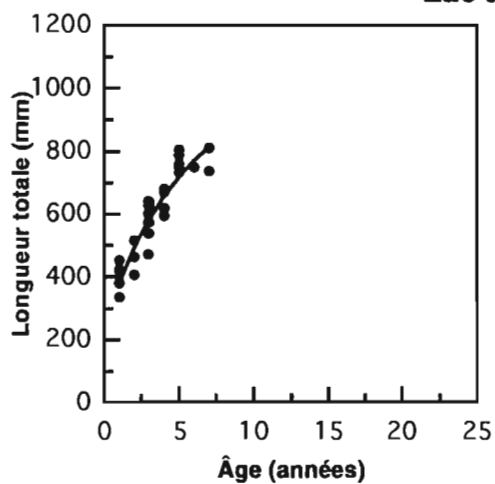
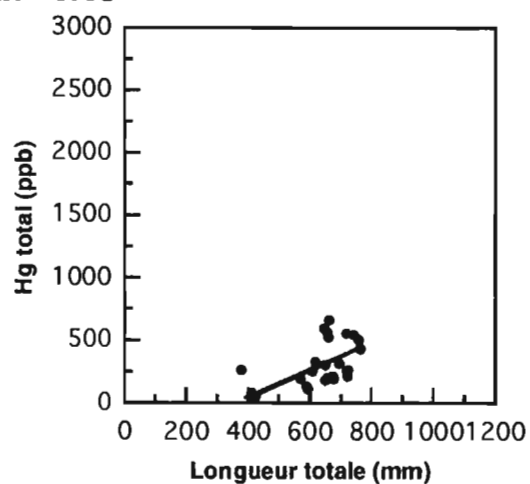
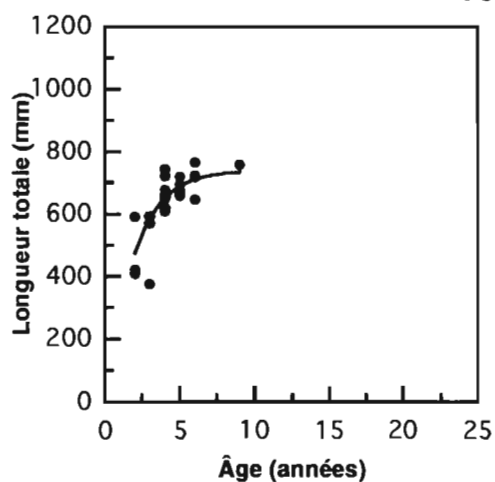
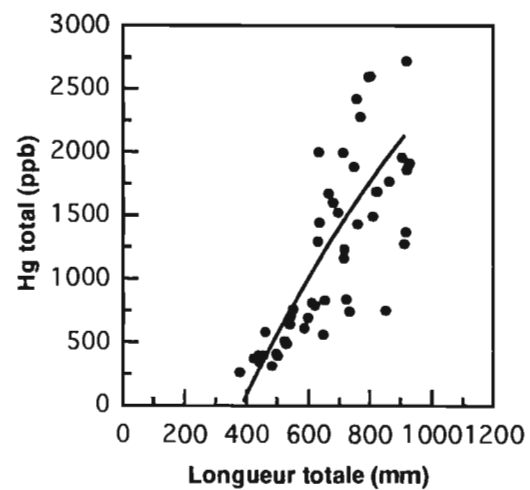
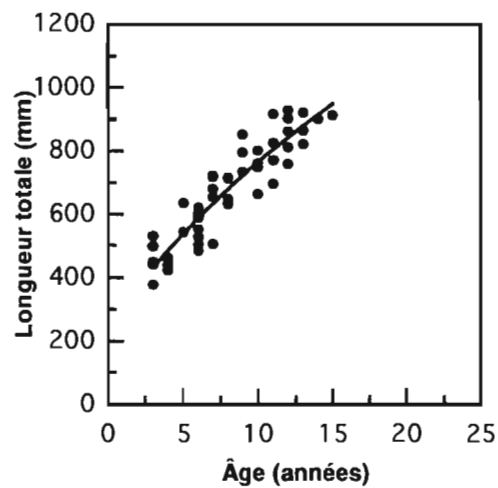
ANNEXE F : Diagrammes de dispersion pour les populations de grands brochets.

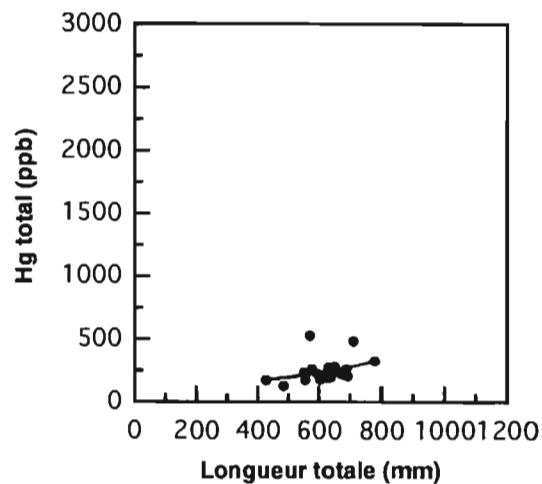
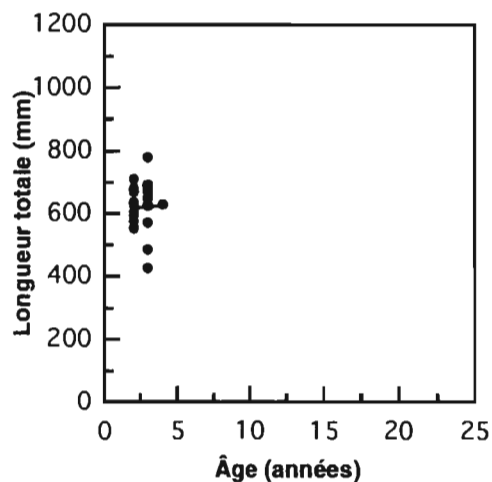
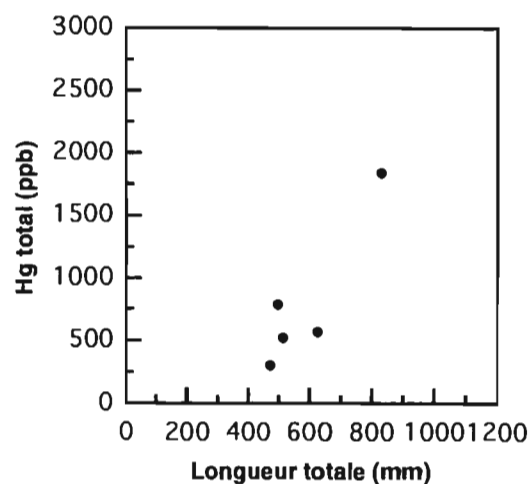
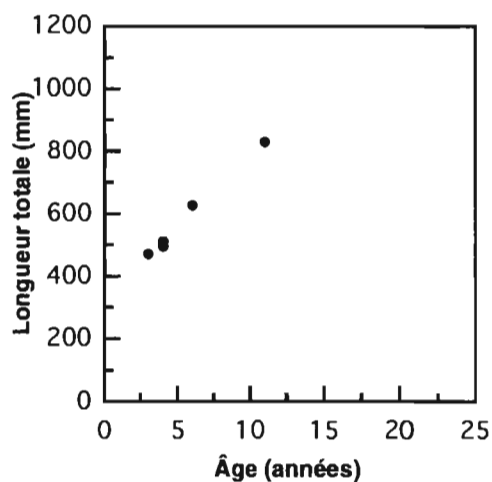
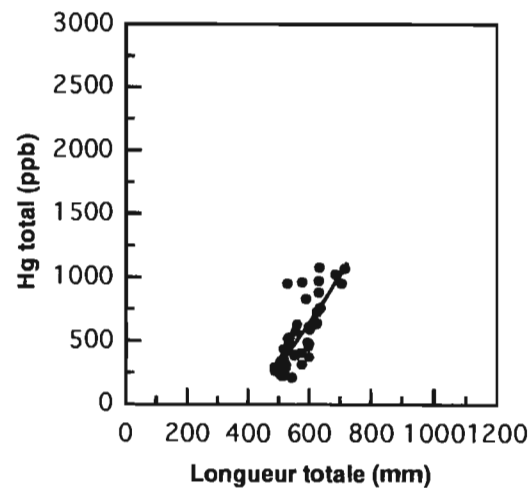
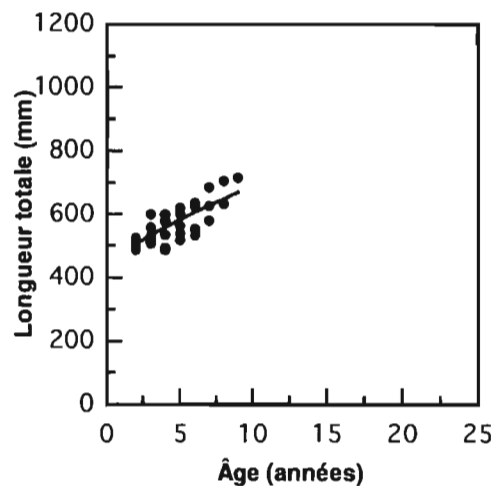
Figures de gauche : longueur totale (mm) en fonction de l'âge (années) et courbes de croissance de von Bertalanffy significatives.

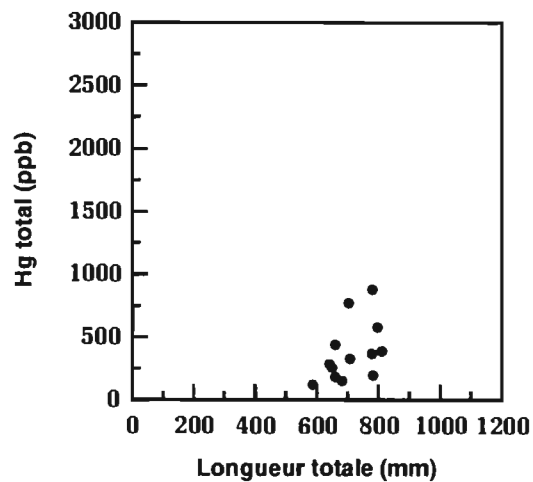
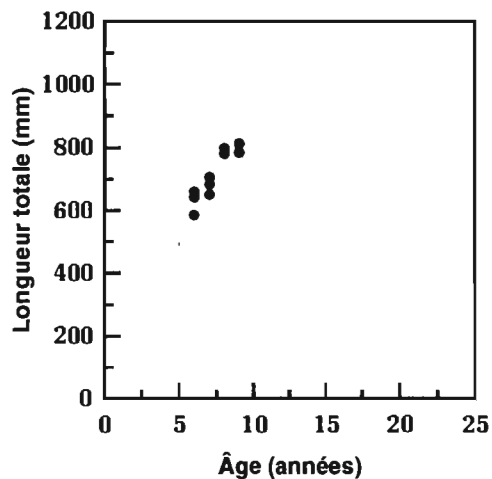
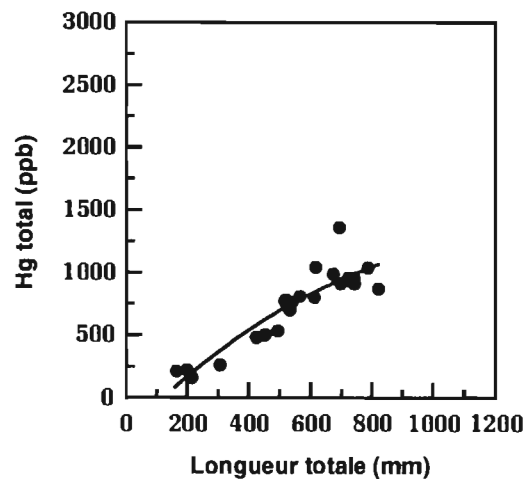
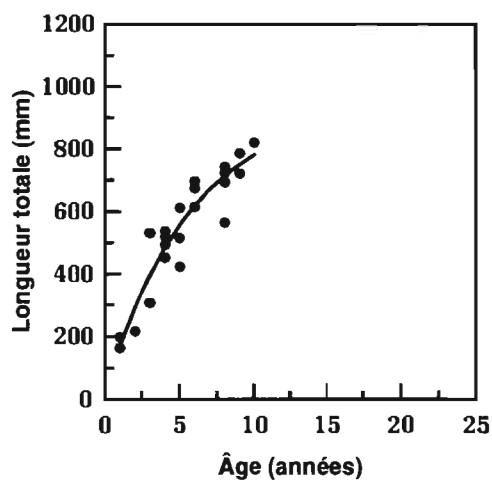
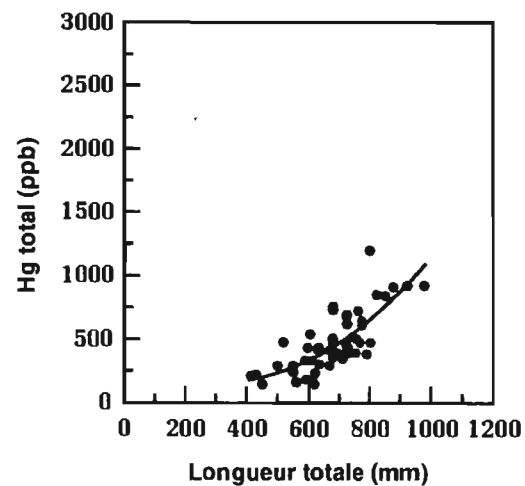
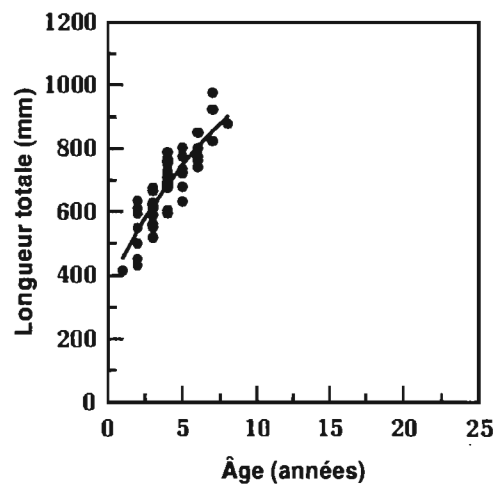
Figures de droite : Concentrations de Hg total dans la chair (ppb) en fonction de la longueur totale (mm) et régressions polynomiales significatives.

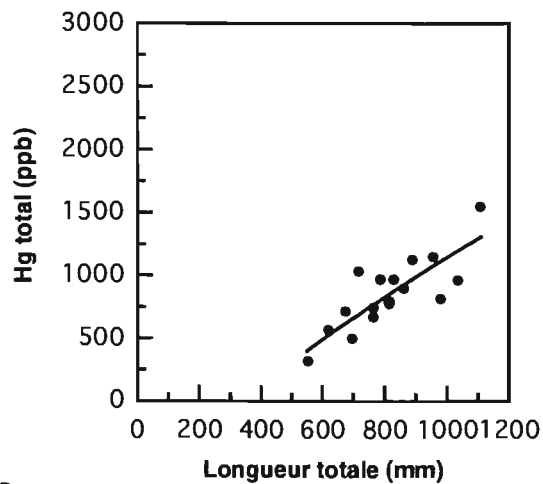
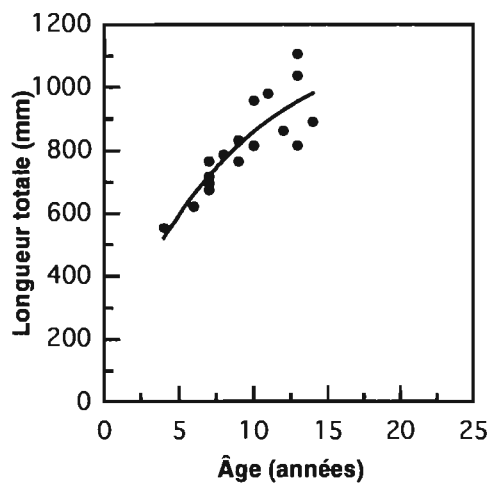
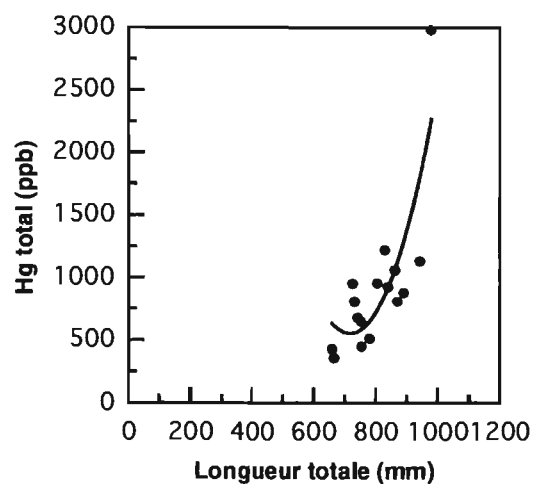
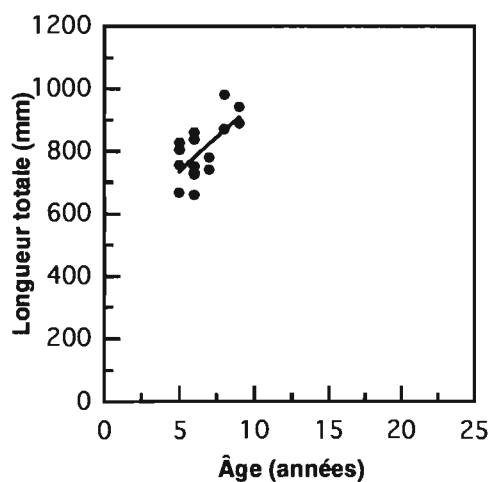
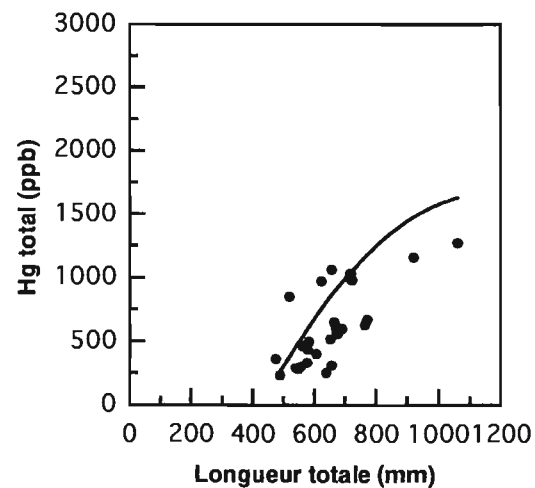
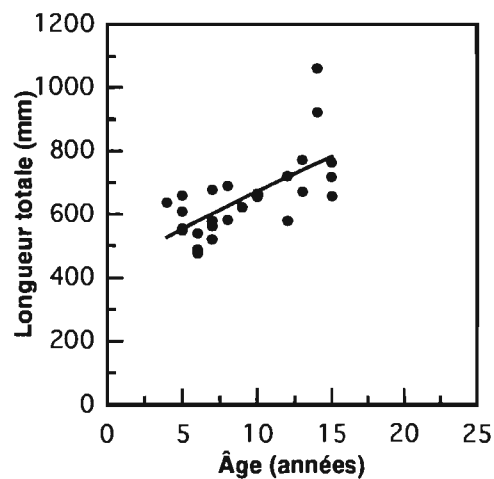
Lac Achiyaskunapiskuch, lac Anonyme A, lac aux Brochets	115
Lac aux Cèdres, lac aux Dorés, lac aux Goélands	116
Baie Mississiquoi, lac Bouchier, lac Bréhard	117
Lac Cayou, lac Cécile, lac Chibougama	118
Lac Clarkie, lac Corvette, lac Coutaceau	119
Lac Dana, lac des Vœux, lac Deschamps	120
Lac Dissimieux, lac du Tast, lac Evans	121
Lac Faguy, lac Frégate, lac Gaillarbois	122
Lac Gaotanaga, lac Giffard, lac Grasset	123
Lac Jolliet, lac Kaychikutinaw, lac Kowskatehkakmow (Detchevery)	124
Lac Saint-François, lac Saint-Pierre, lac le Royer	125
Lac Letemplier, lac Maicasagi et lac Matagami	126
Lac McNab, lac Mesgouez, lac Montagne du Pin	127
Lac Mureau, lac Néminjiche, lac Némiscau amont	128
Lac Némiscau aval, lac Obatogama, lac Olga	129
Lac Ouescapis, lac Pikutamaw, lac Poncheville	130
Lac Pusticamica, lac Quénonisca, lac Rinfret	131
Lac Rodayer, lac Sérigny, lac Soscumica	132
Lac Théodat, lac Vaulezar, lac Vieux Comptoir	133
Lac Village Nord, lac Waconichi, lac Waswanipi	134
Lac Yapououschi, lac Wawa	135

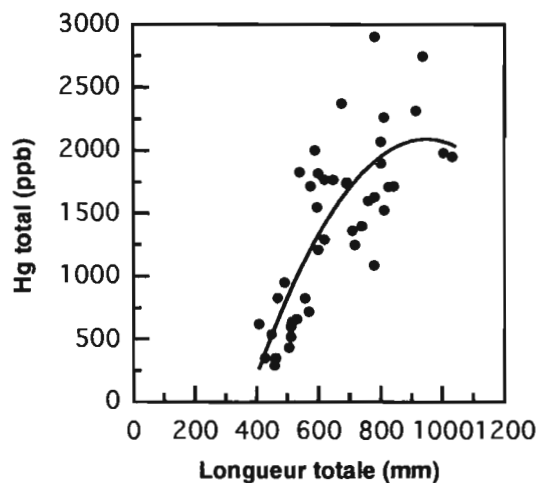
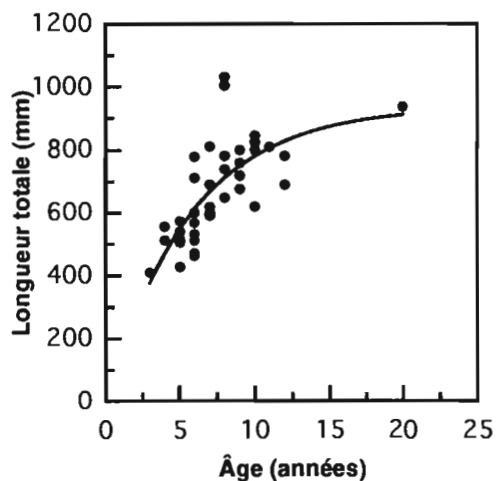
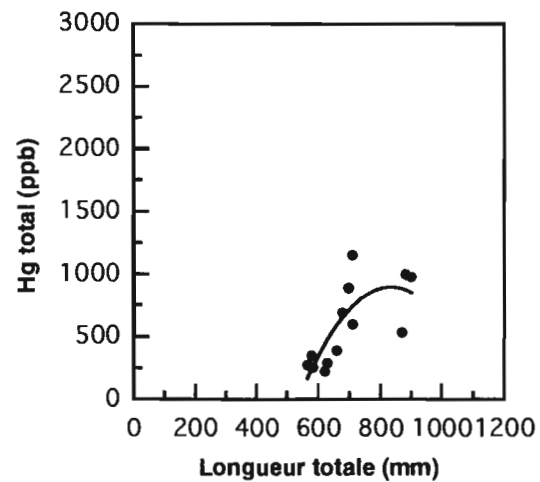
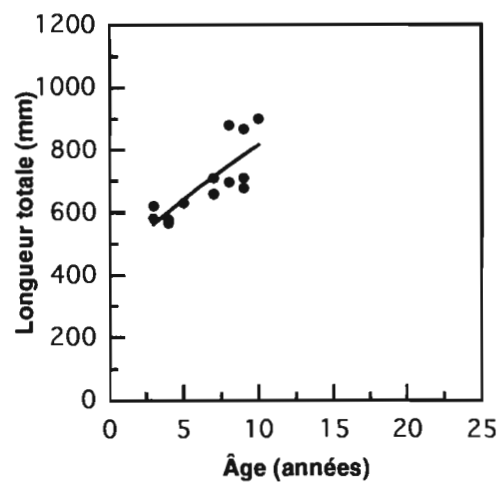
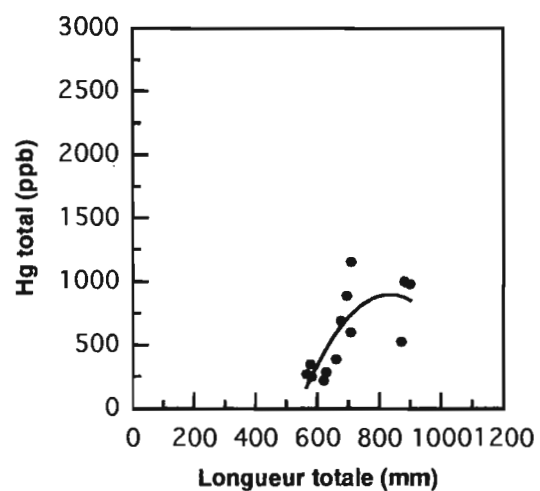
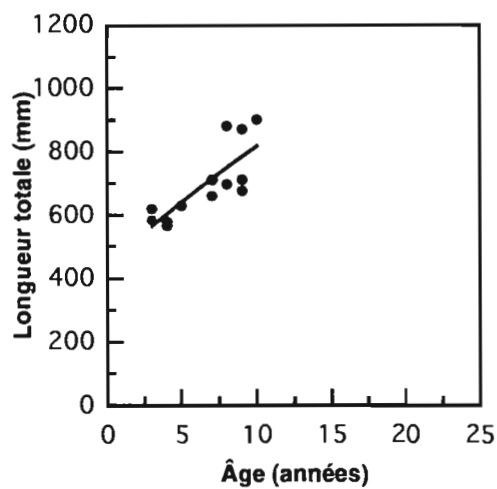
Lac Achiyaskunapiskush**Lac Anonyme A****Lac aux Brochets**

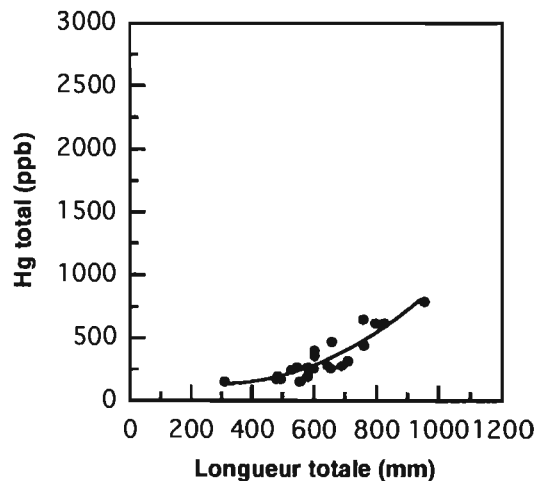
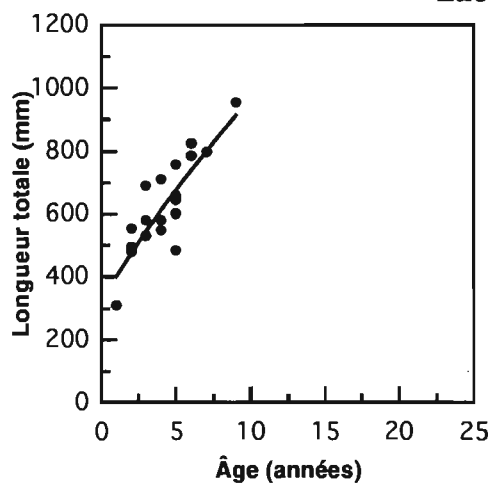
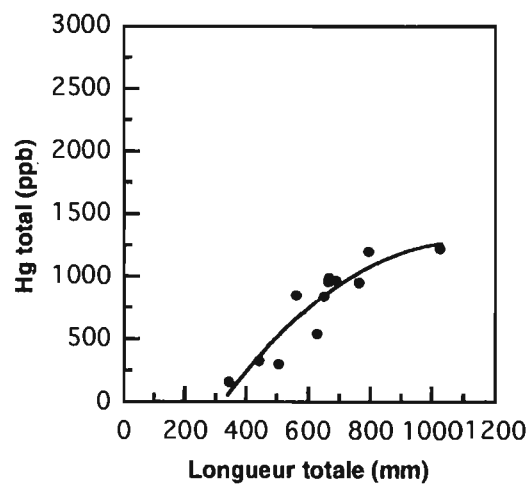
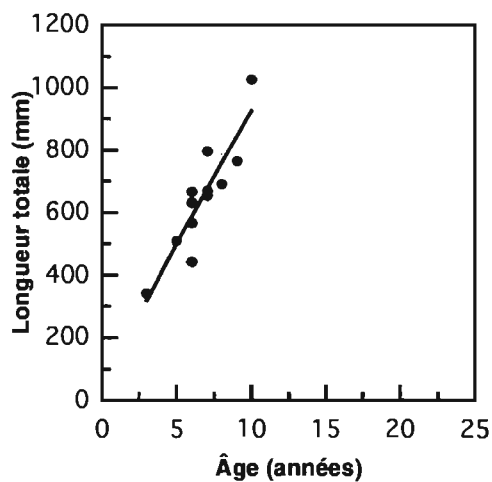
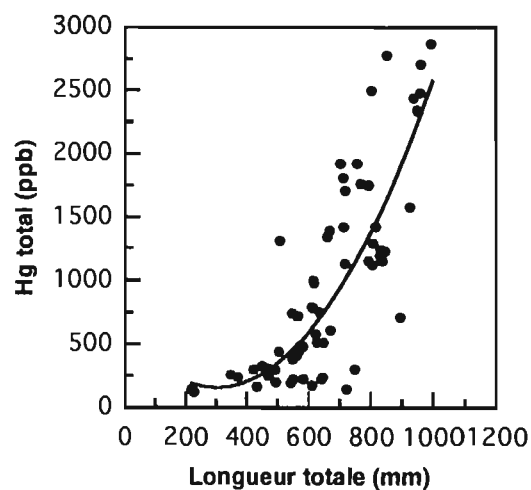
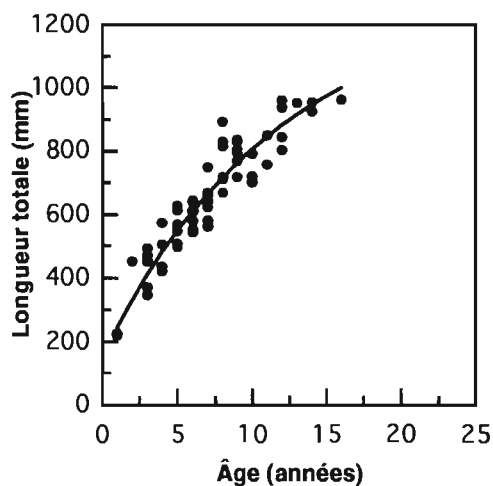
Lac aux Cèdres**Lac aux Dorés****Lac aux Goélands**

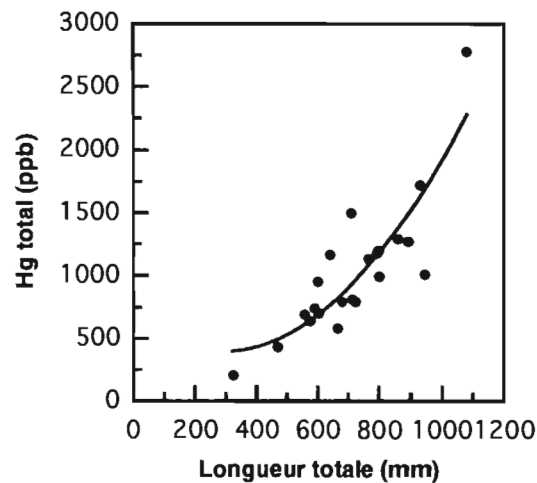
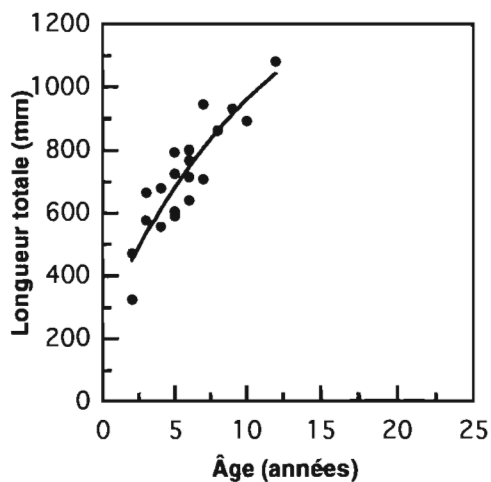
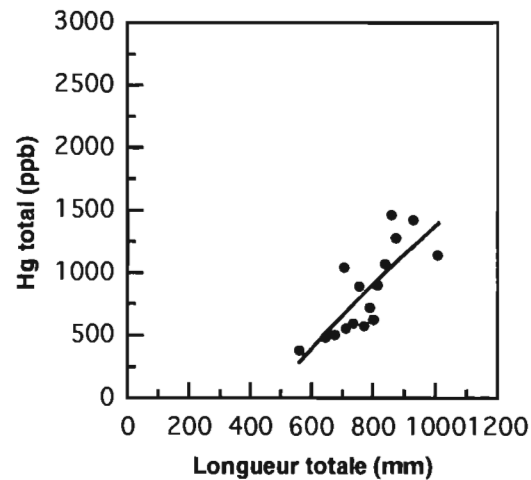
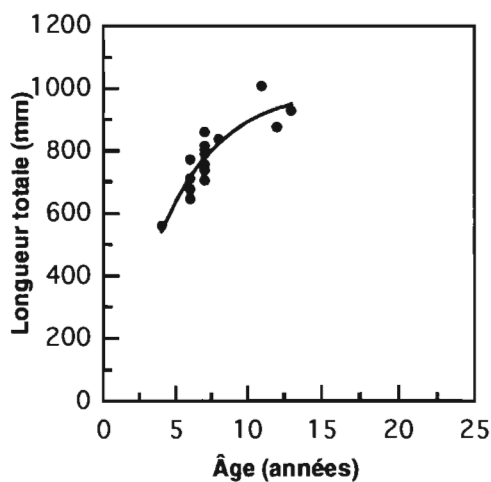
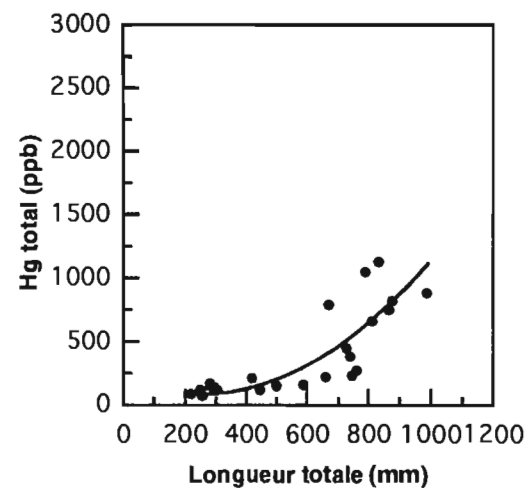
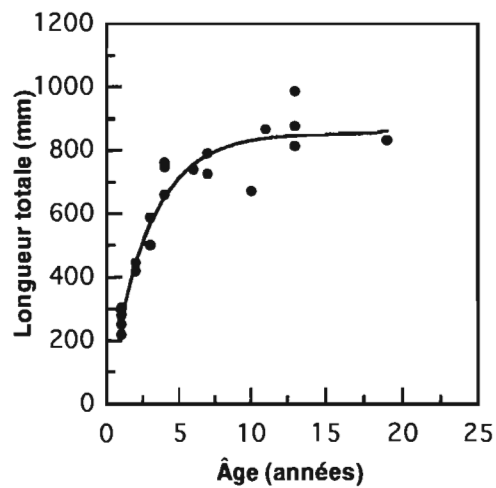
Baie Missisquoi**Lac Bouchier****Lac Bréhard**

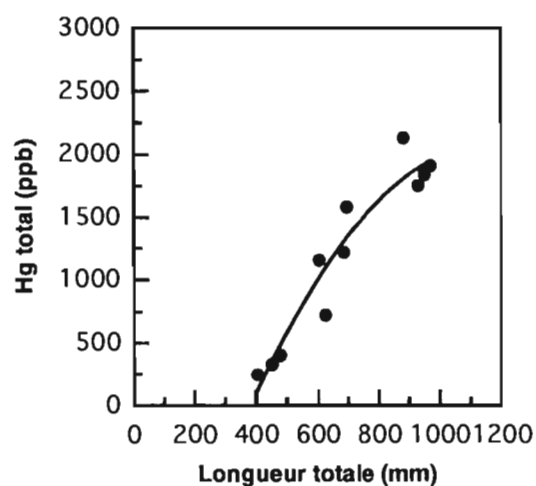
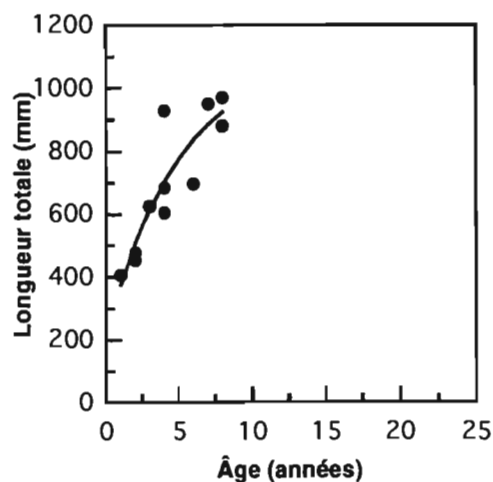
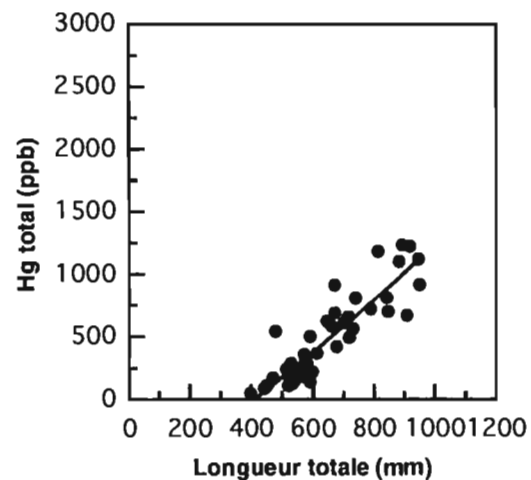
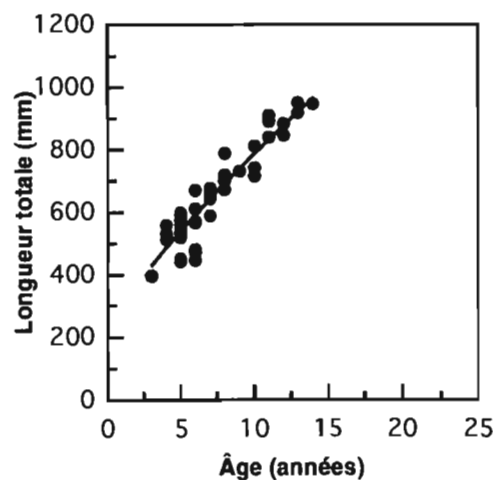
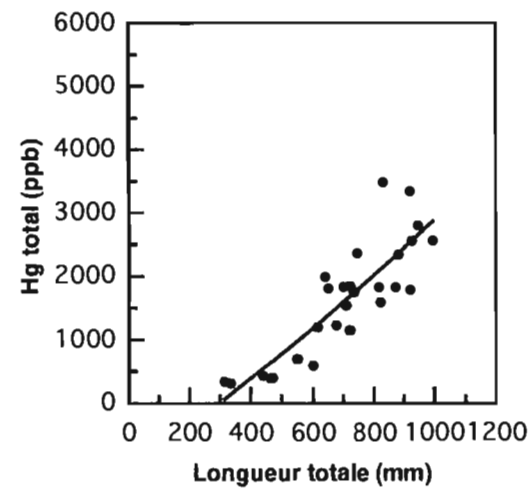
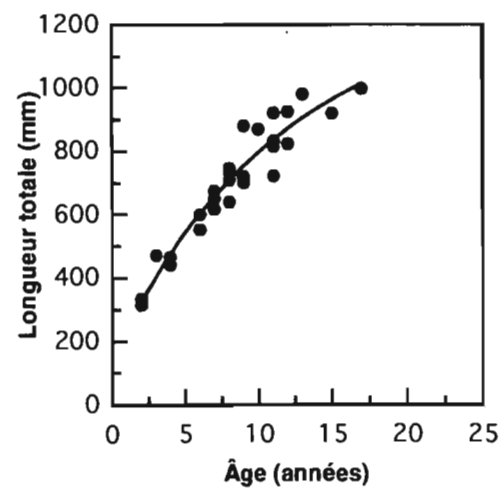
Lac Cayou**Lac Cécile****Lac Chibougamau**

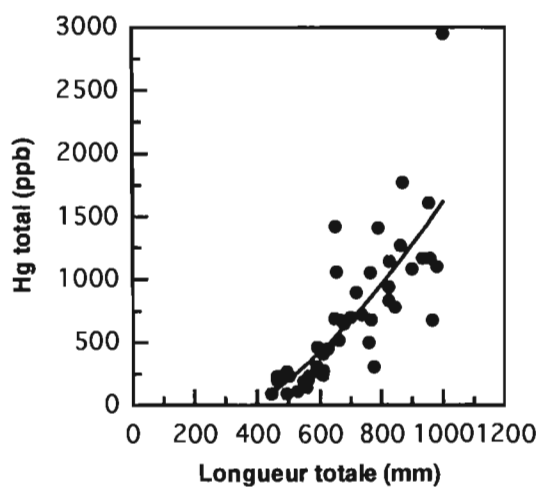
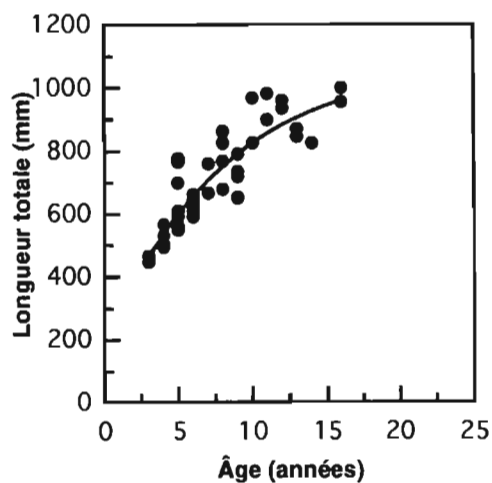
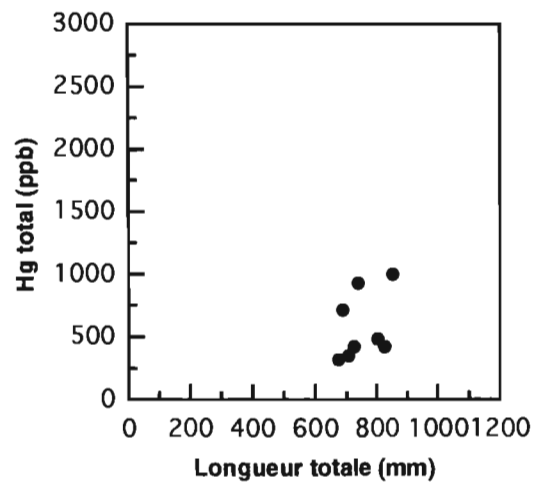
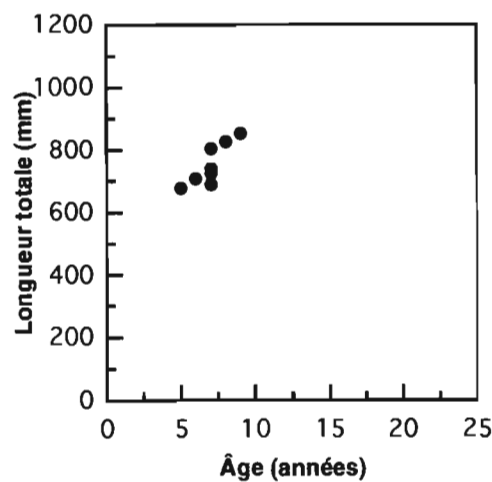
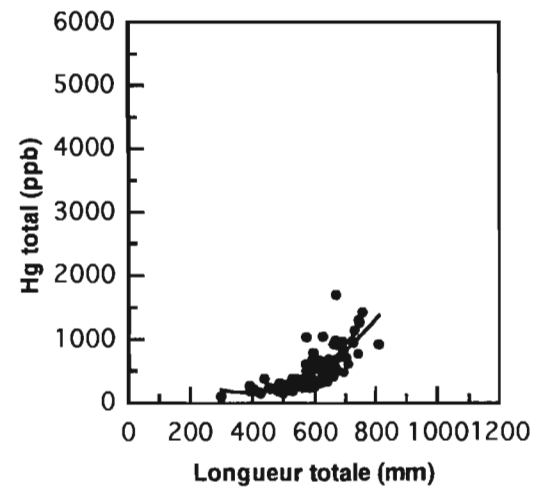
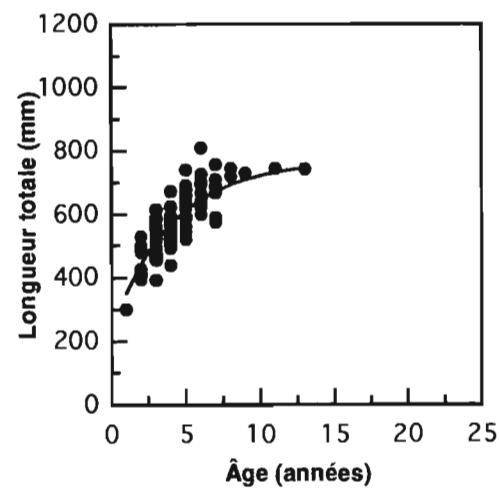
Lac Clarkie**Lac Corvette****Lac Coutaceau**

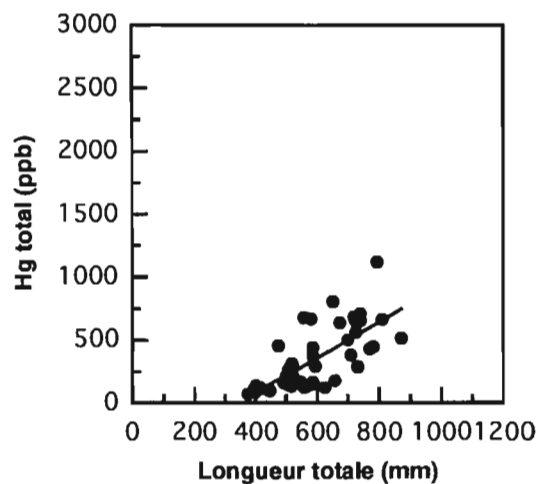
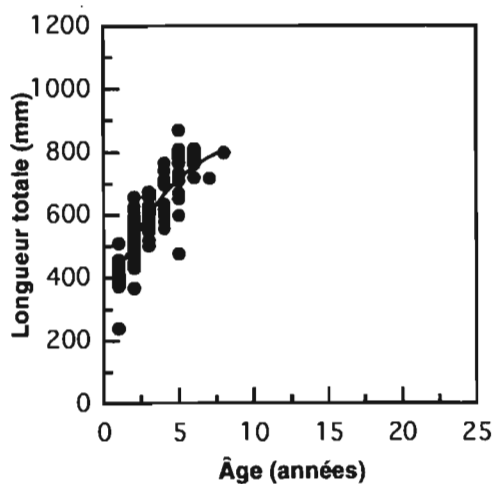
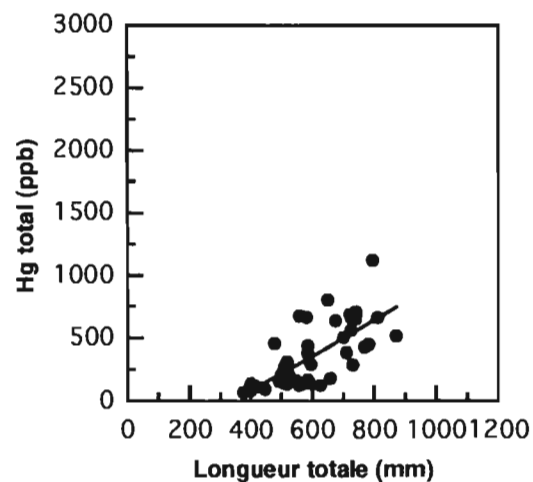
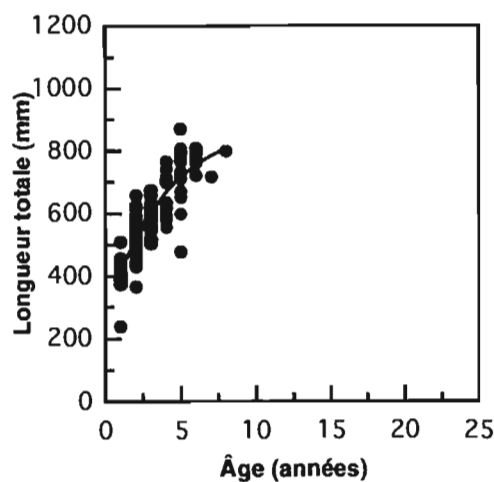
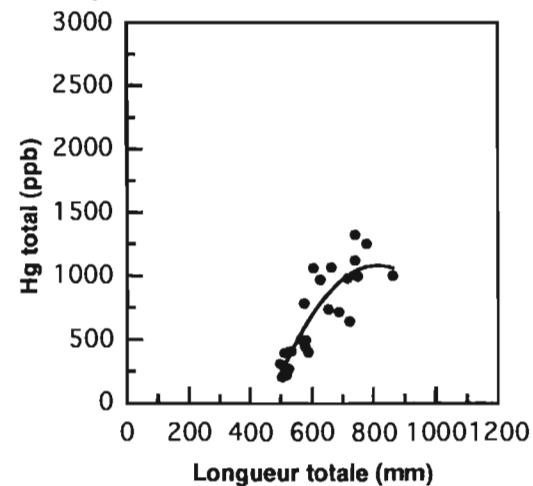
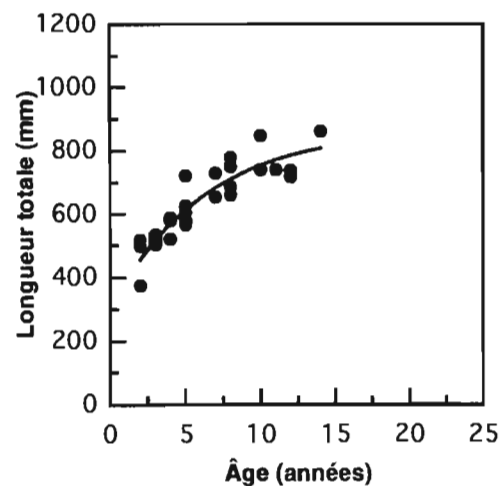
Lac Dana**Lac des Voeux****Lac Deschamps**

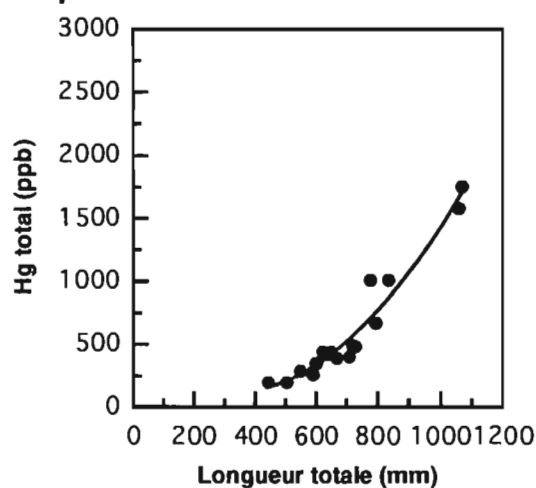
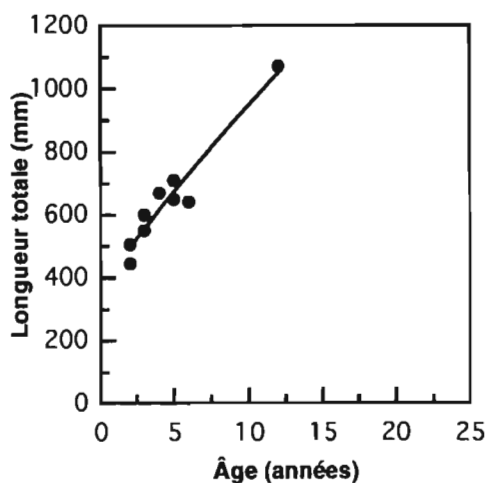
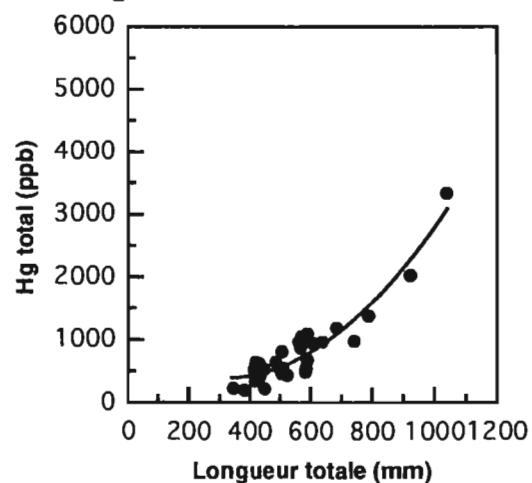
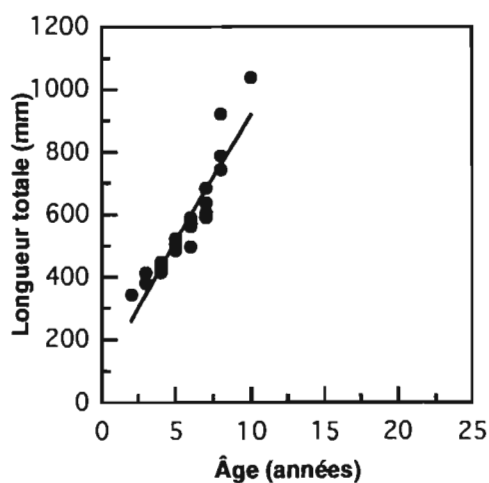
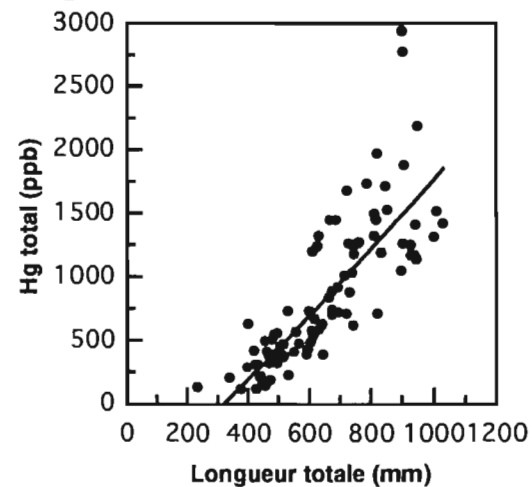
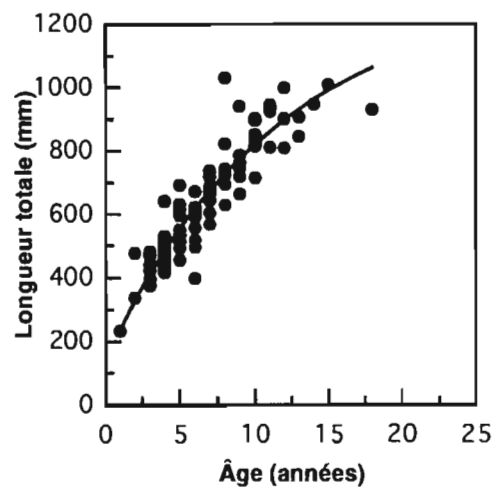
Lac Dissimieux**Lac du Tast****Lac Evans**

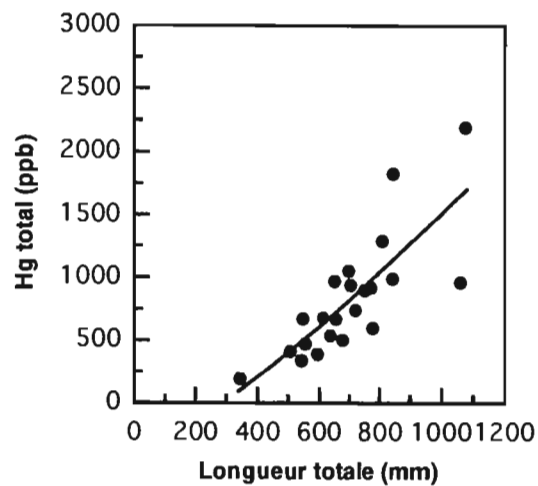
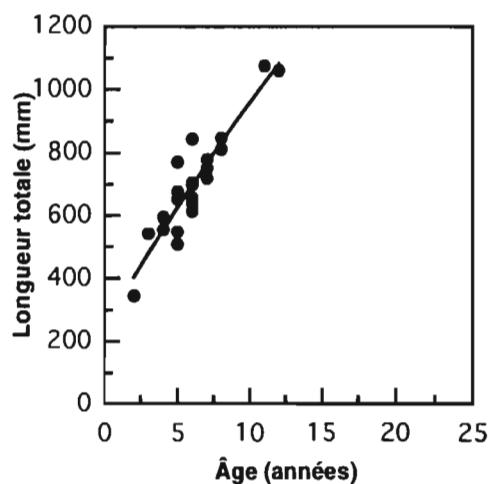
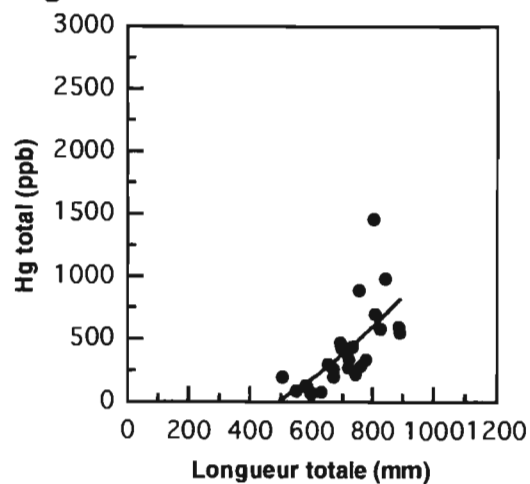
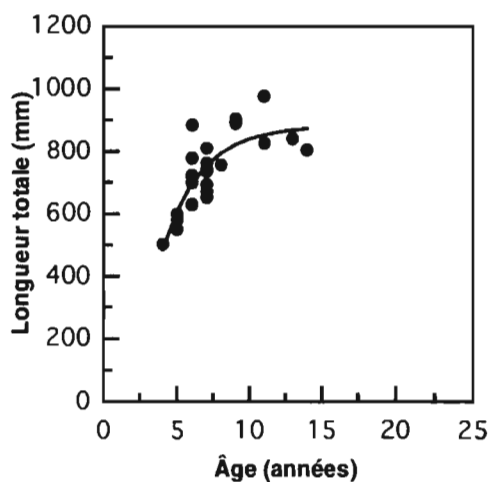
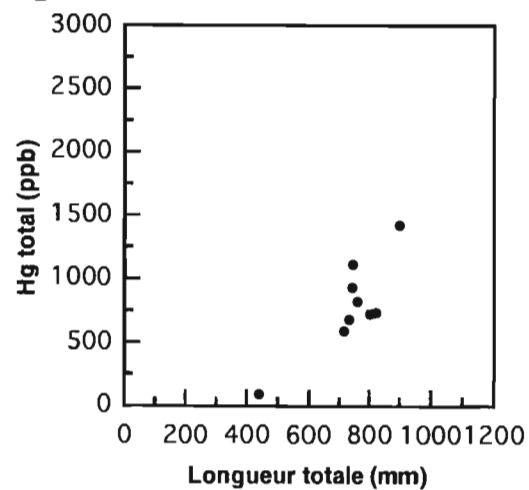
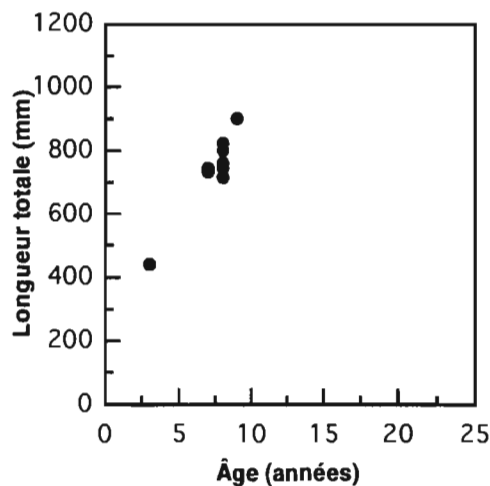
Lac Faguy**Lac Frégate****Lac Gaillarbois**

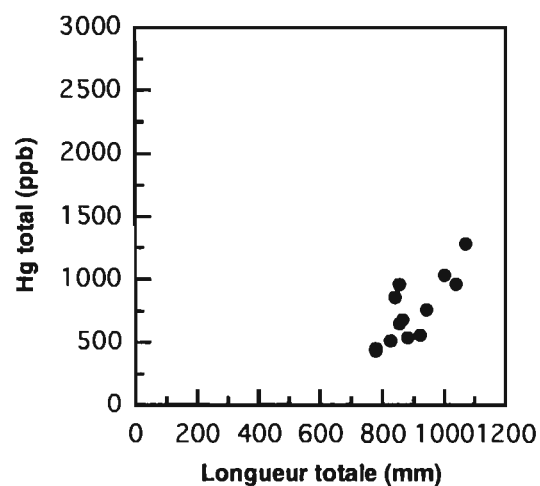
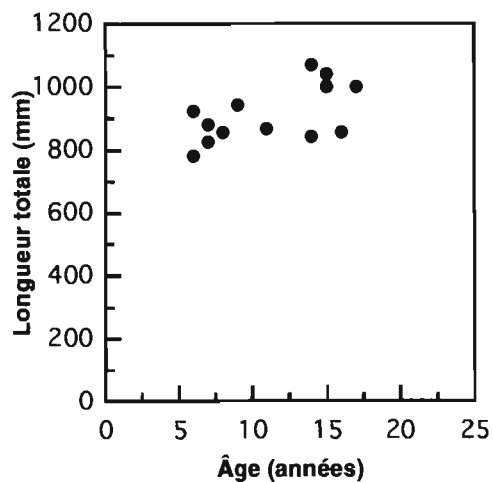
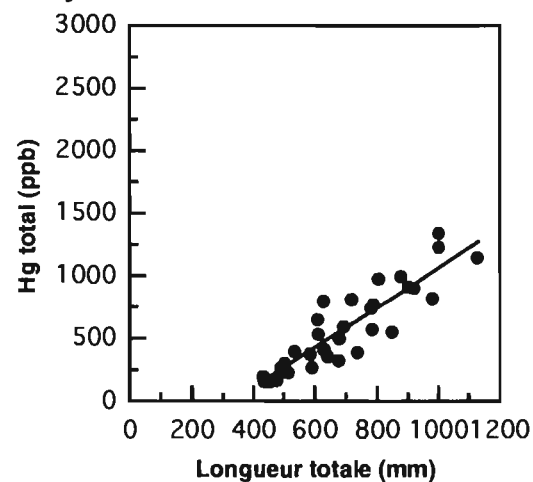
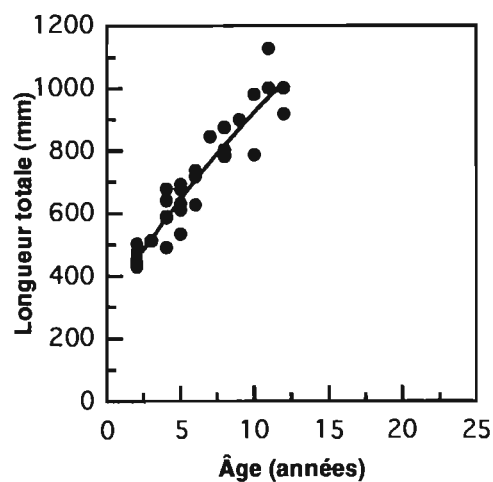
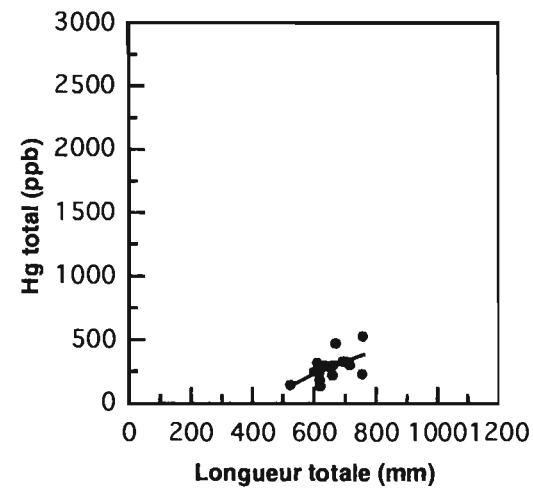
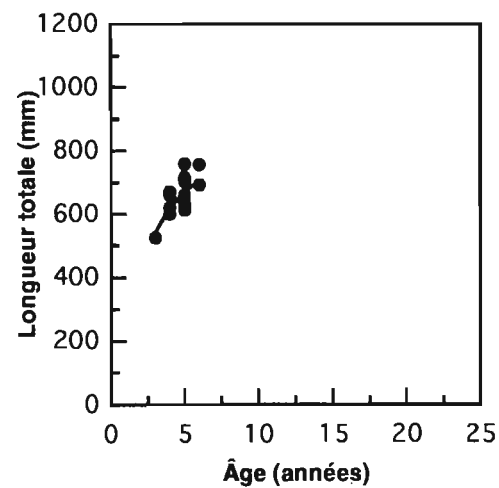
Lac Gaotanaga**Lac Giffard****Lac Grasset**

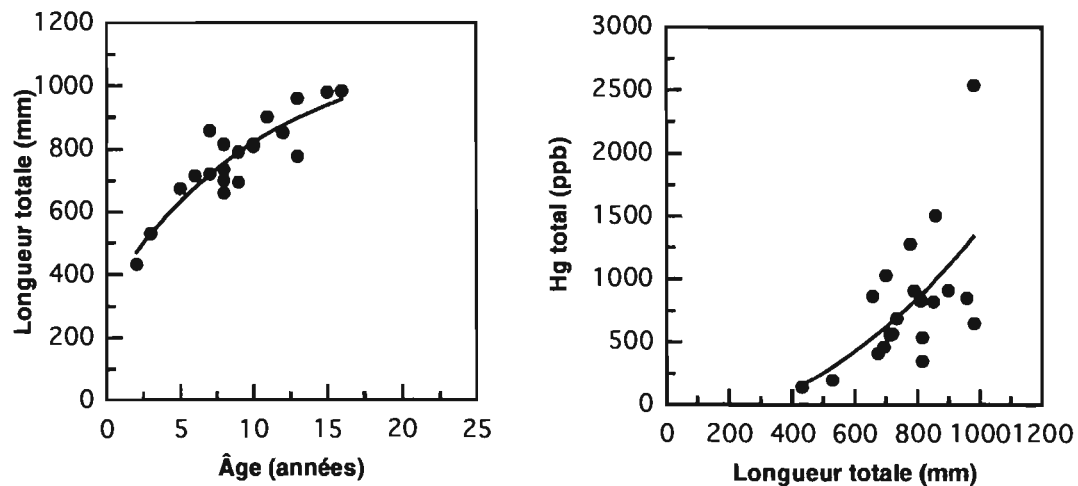
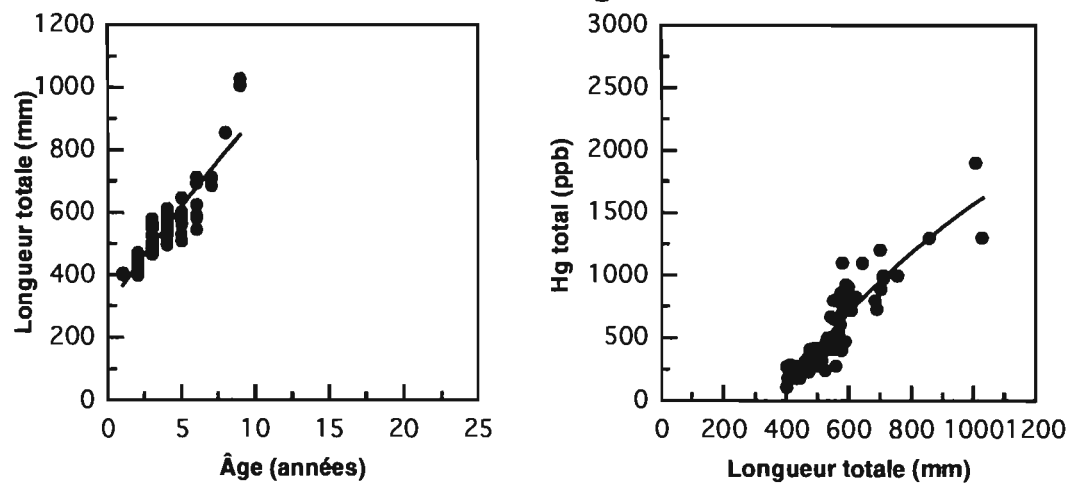
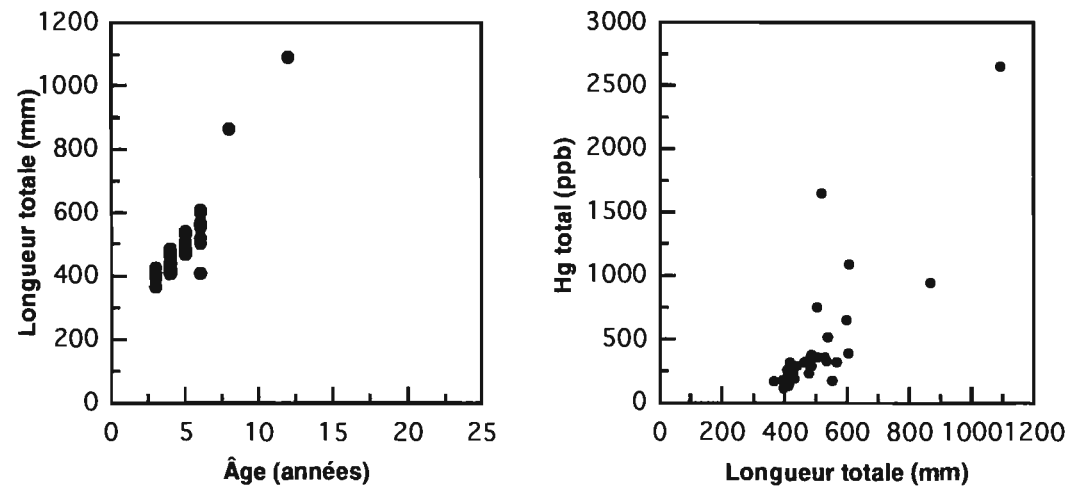
Lac Jolliet**Lac Kaychikutinaw****Lac Kowskatehkakmow (Detchevry)**

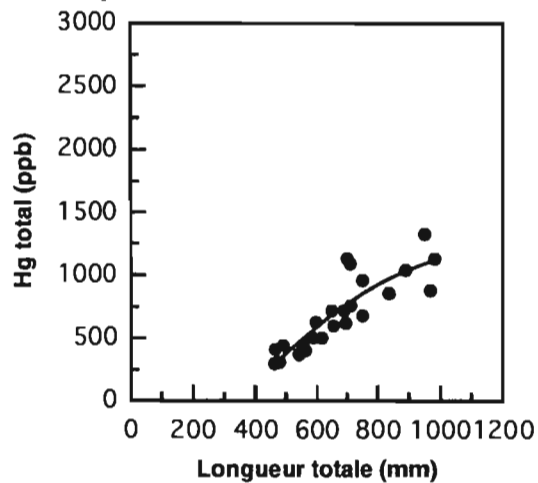
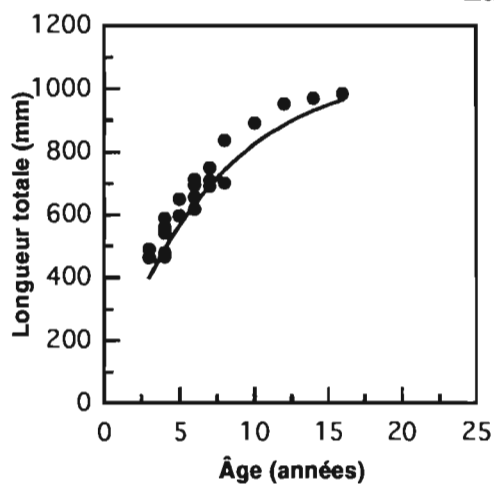
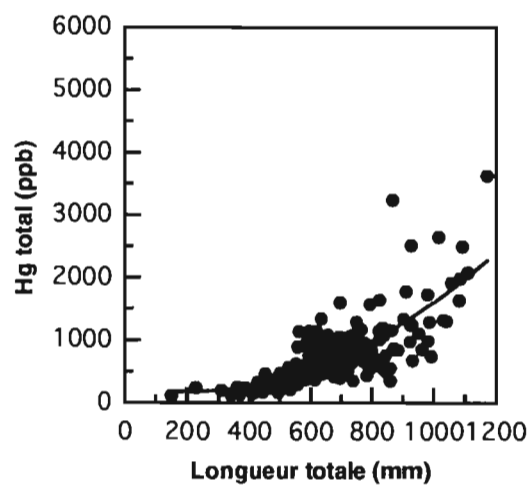
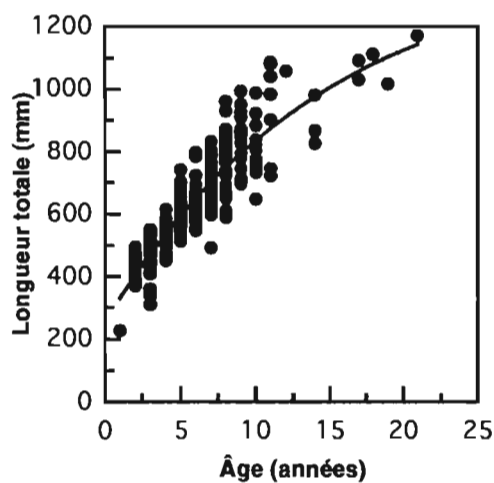
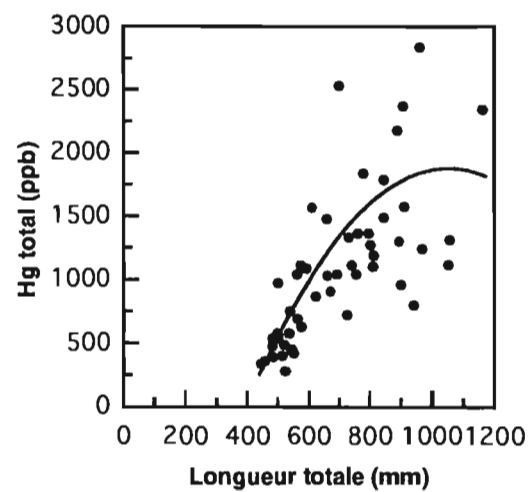
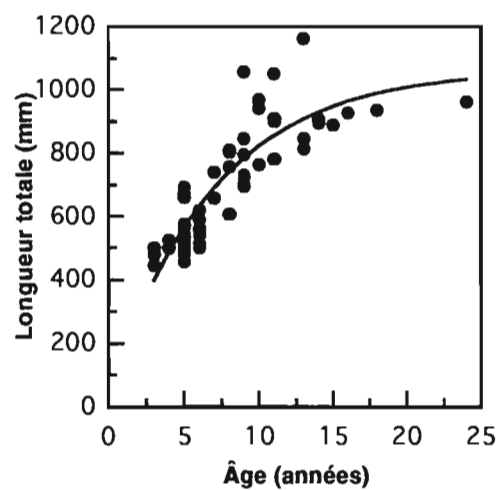
Lac Saint-François**Lac Saint-Pierre****Lac Le Royer**

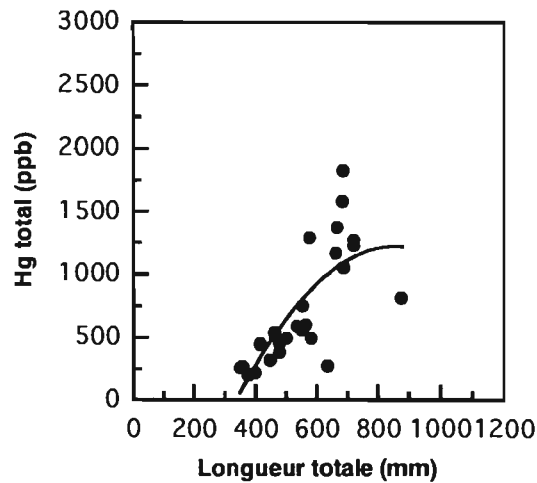
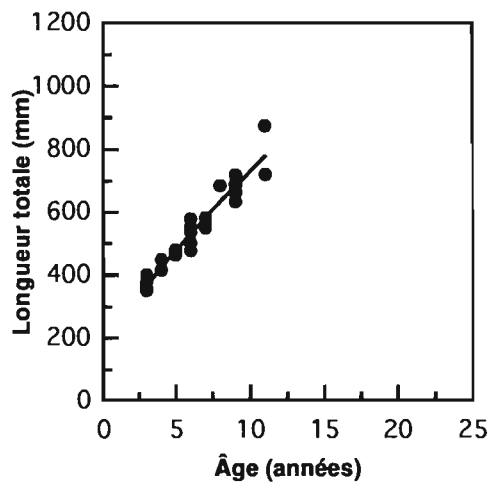
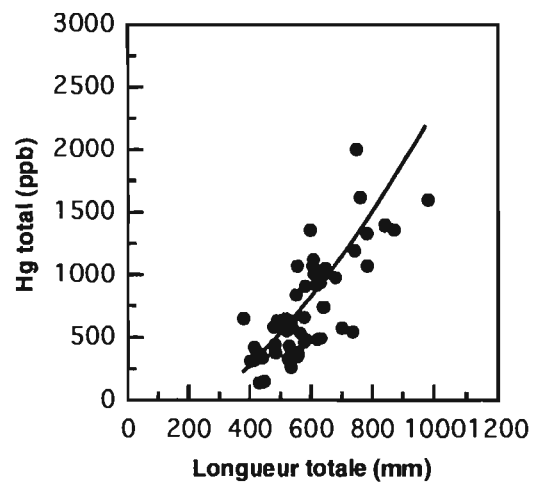
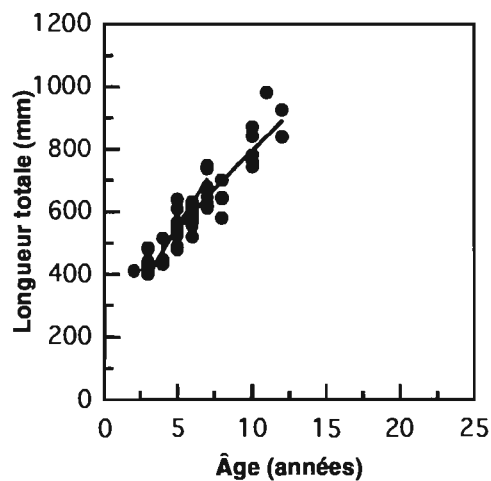
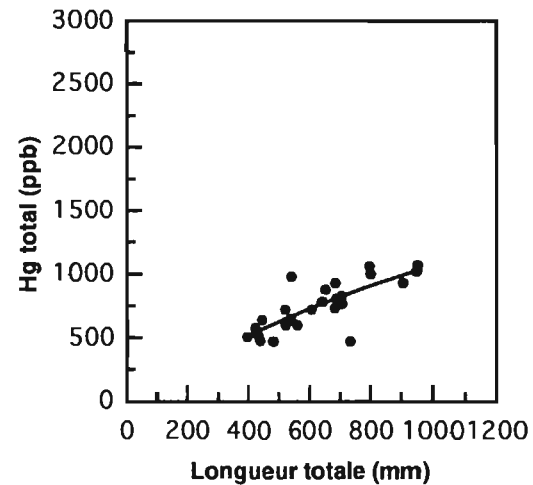
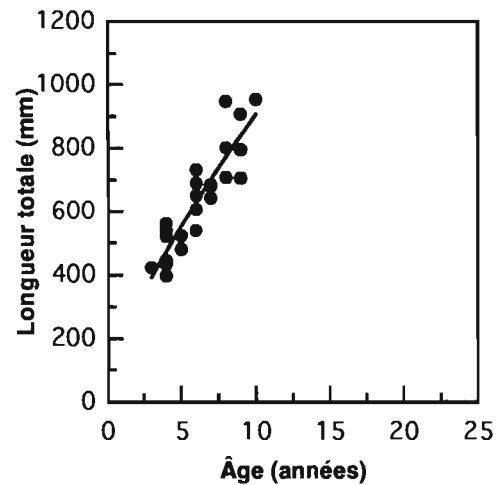
Lac Letemplier**Lac Maicasagi****Lac Matagami**

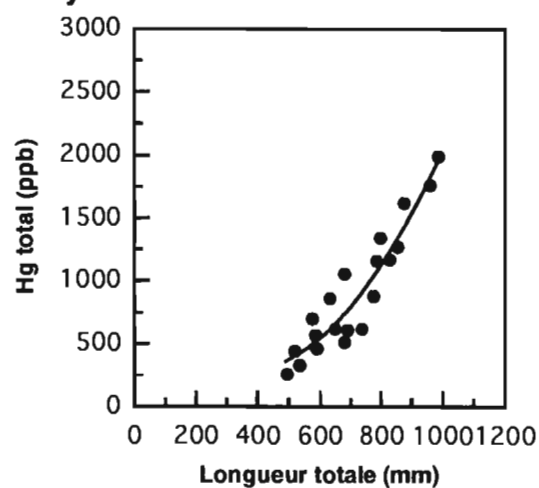
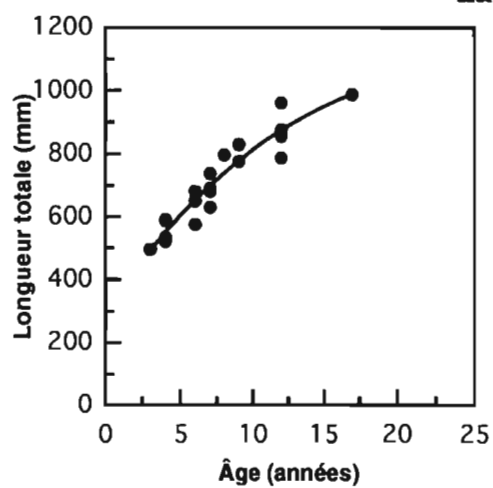
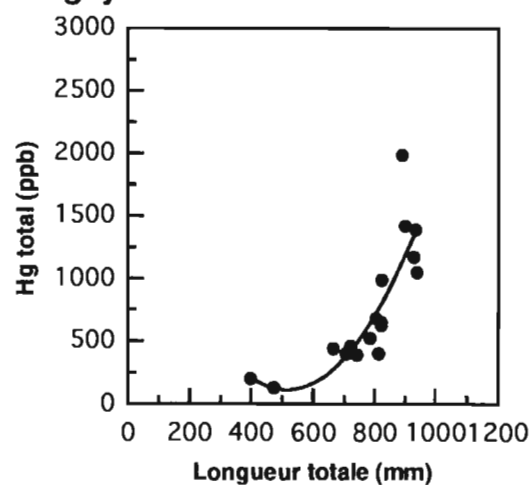
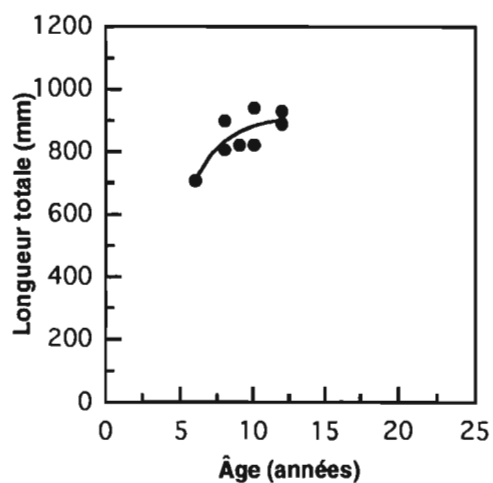
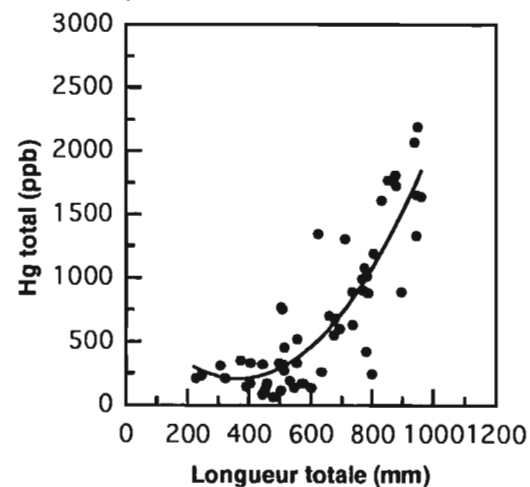
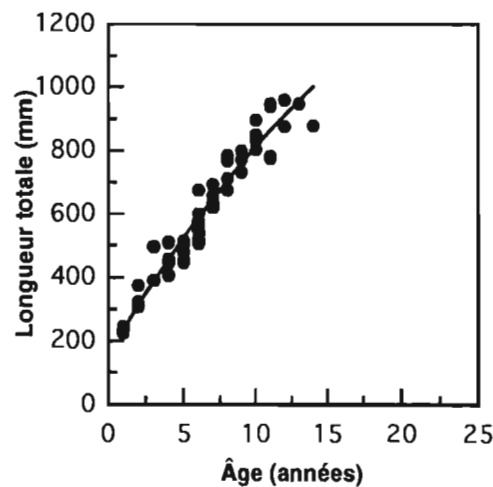
Lac McNab**Lac Mesgouez****Lac Montagne du Pin**

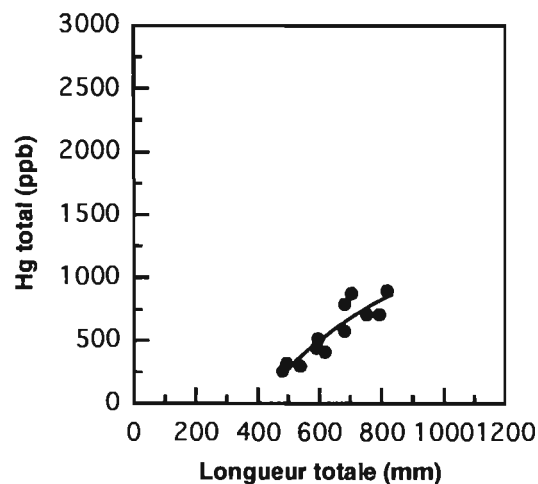
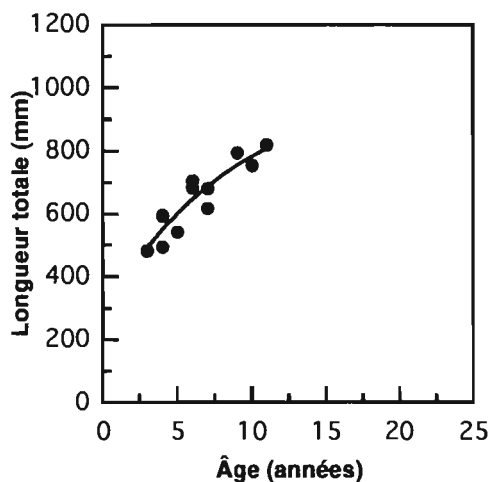
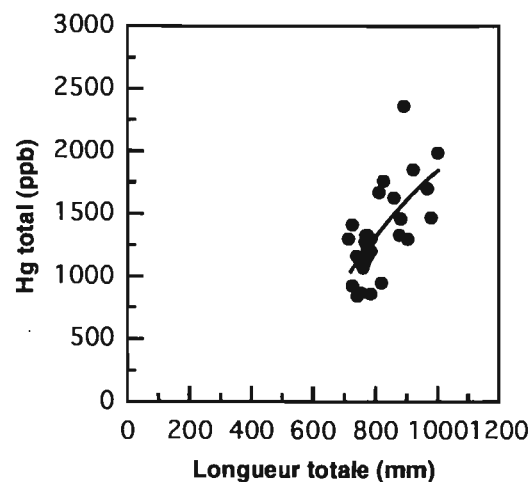
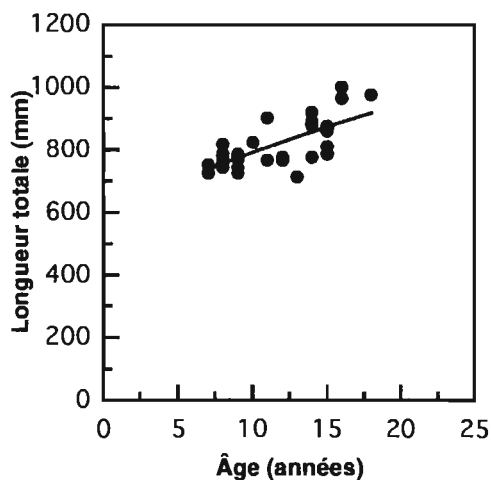
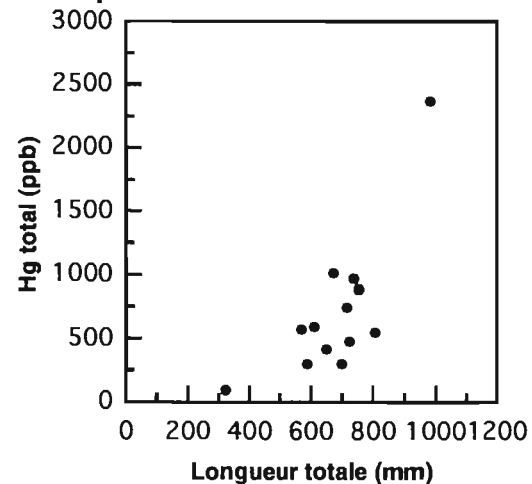
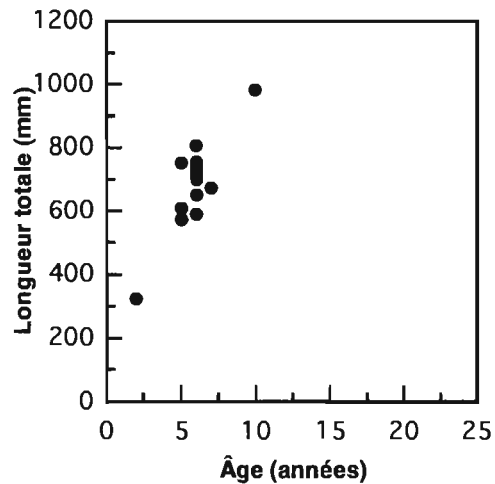
Lac Mureau**Lac Némijiche****Lac Némiscau amont**

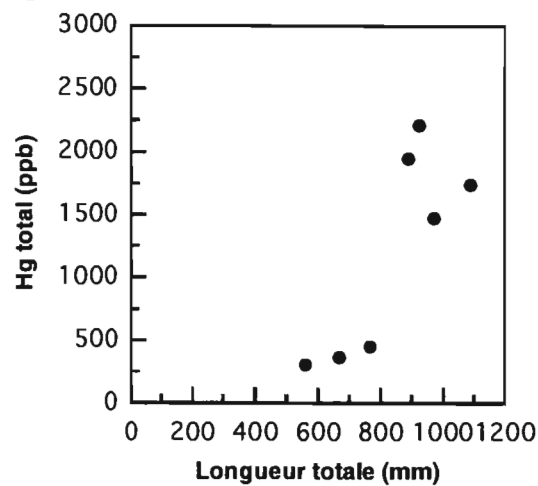
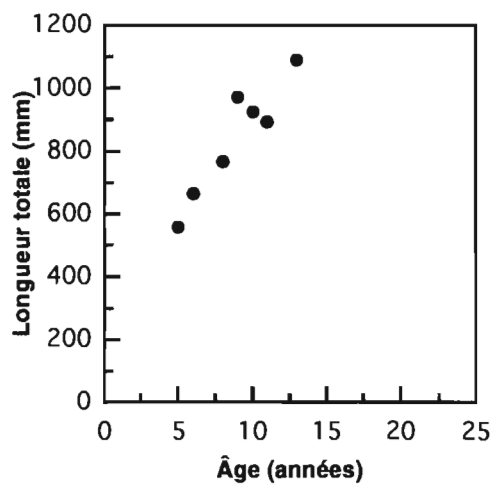
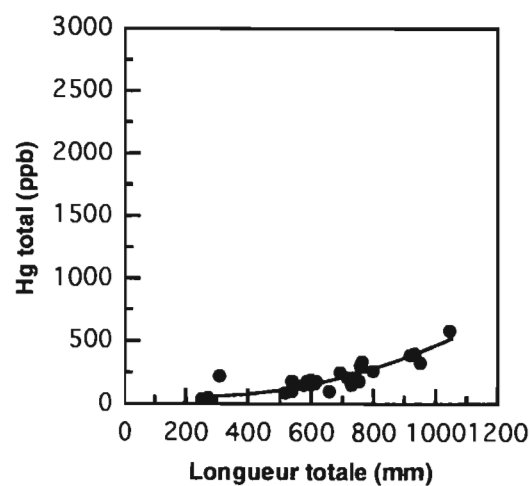
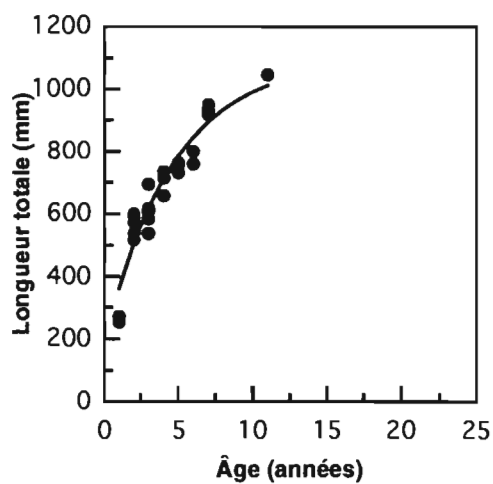
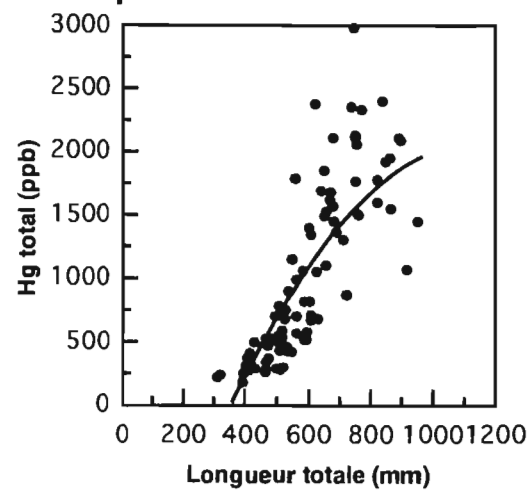
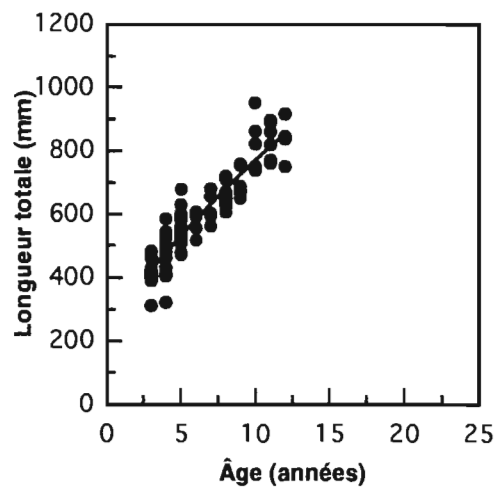
Lac Némisau aval**Lac Obatogamau****Lac Olga**

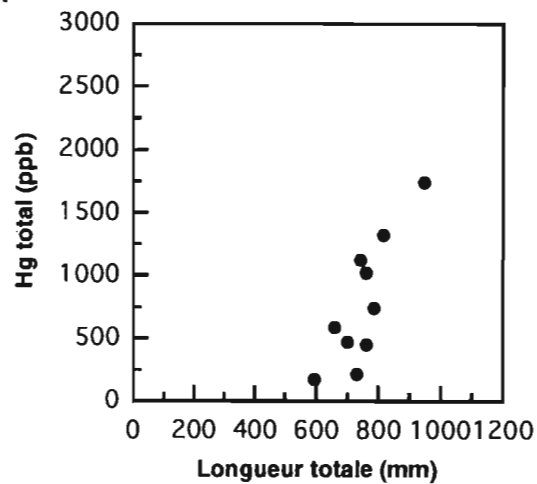
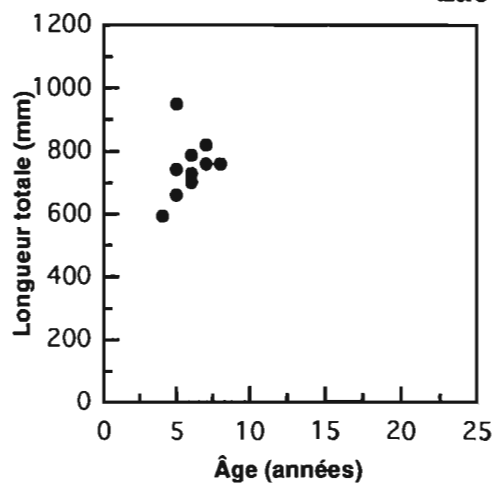
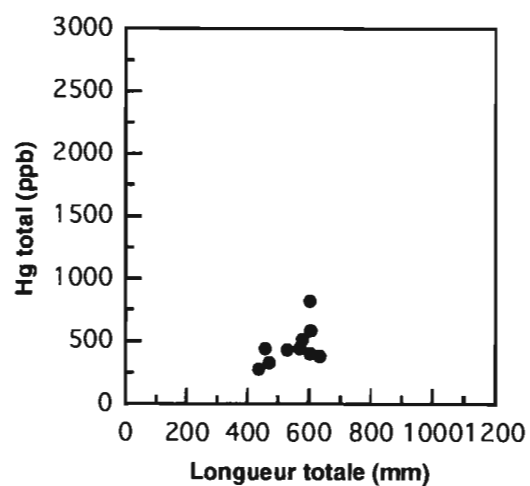
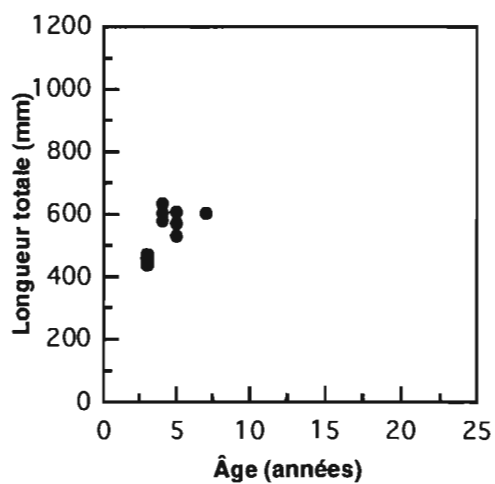
Lac Ouescapis**Lac Pikutamaw****Lac Poncheville**

Lac Pusticamica**Lac Quénonisca****Lac Rinfret**

Lac Rodayer**Lac Sérigny****Lac Soscumica**

Lac Théodat**Lac Vaulezar****Lac Vieux-Comptoir**

Lac Village Nord**Lac Waconichi****Lac Waswanipi**

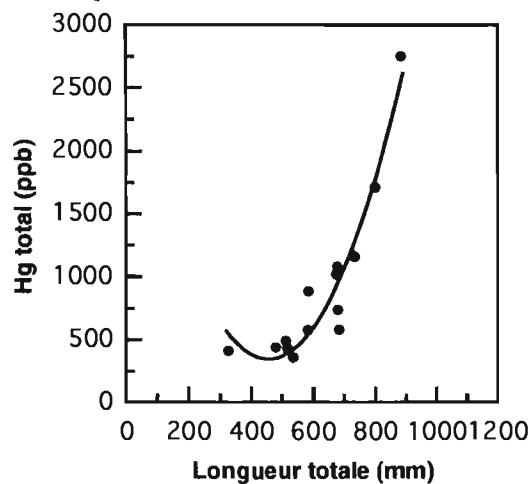
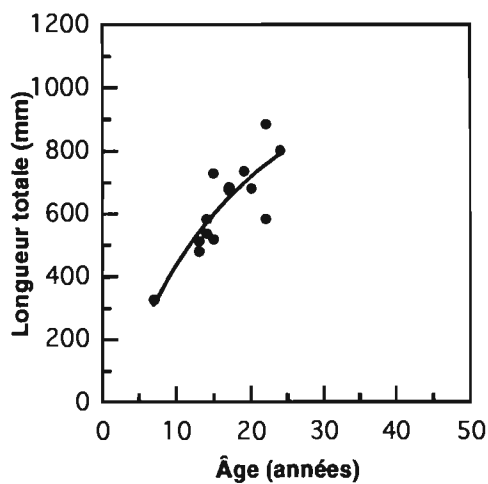
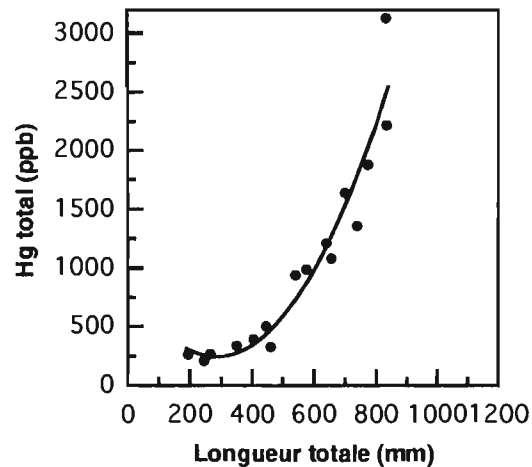
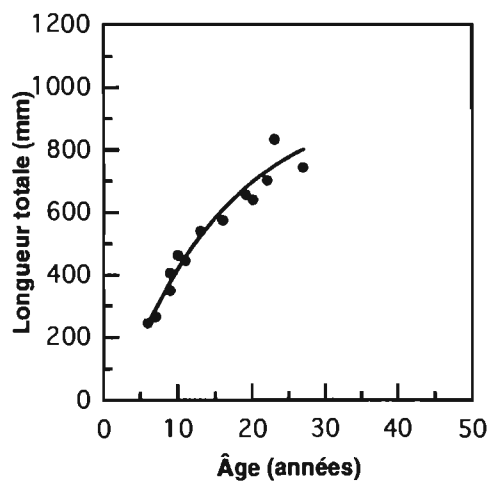
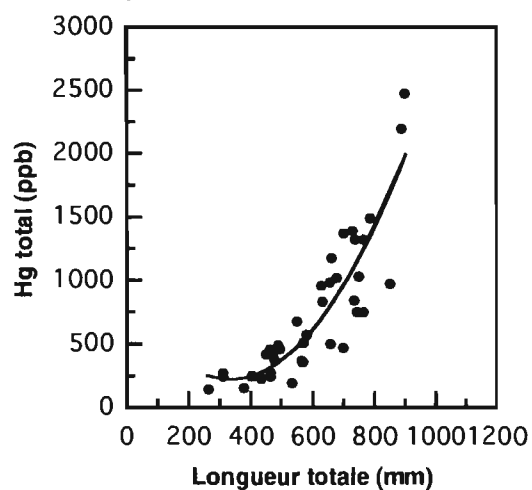
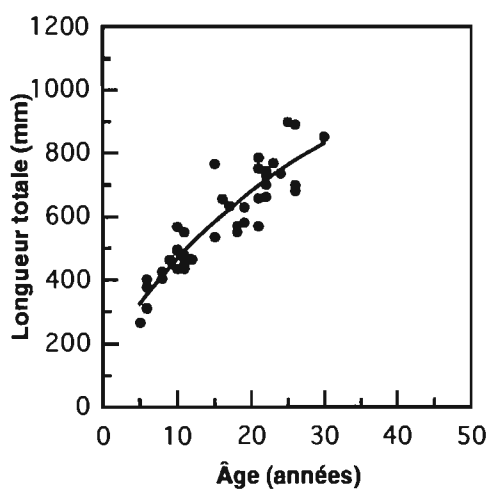
Lac Yapuouischi**Lac Wawa**

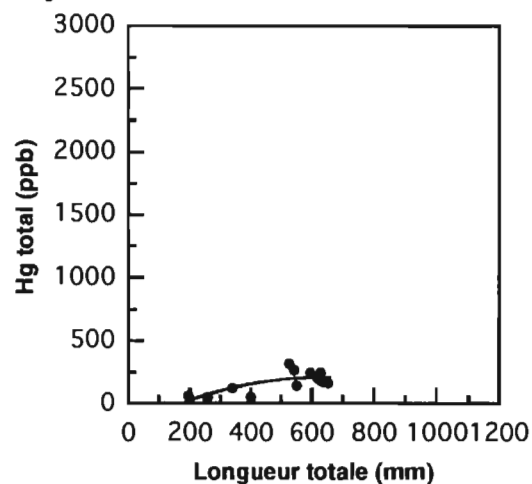
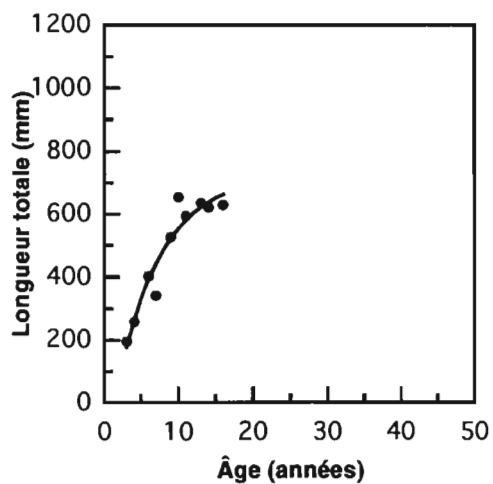
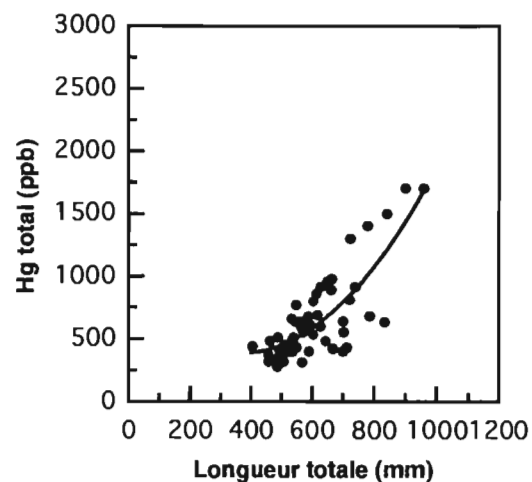
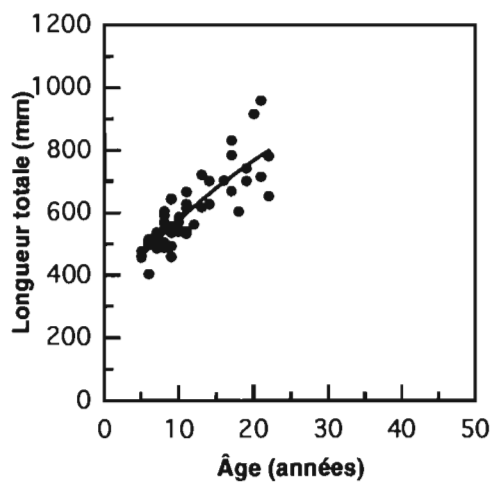
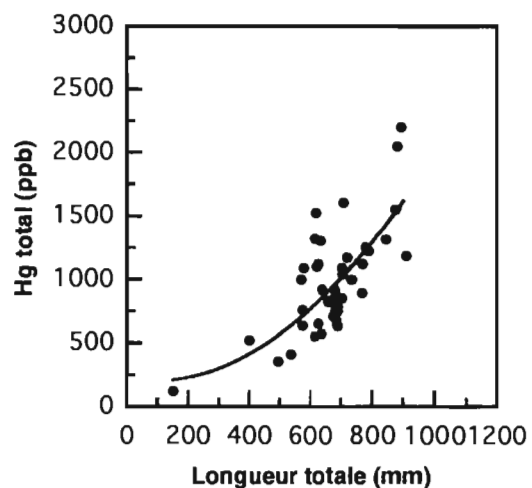
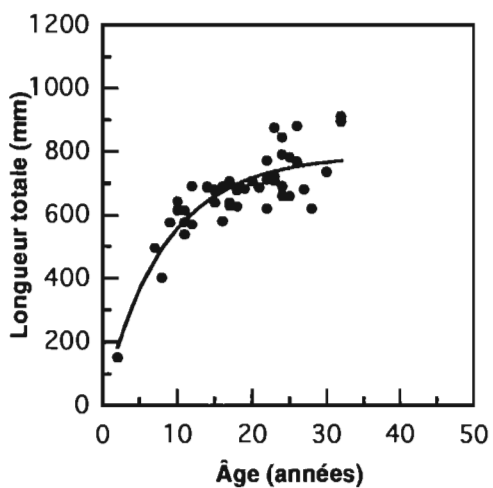
ANNEXE G : Diagrammes de dispersion pour les populations de touladis.

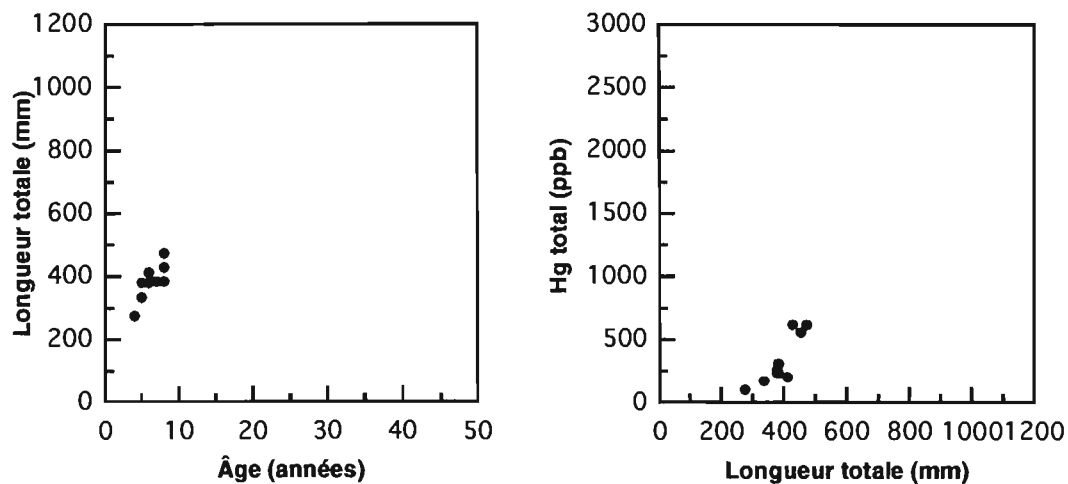
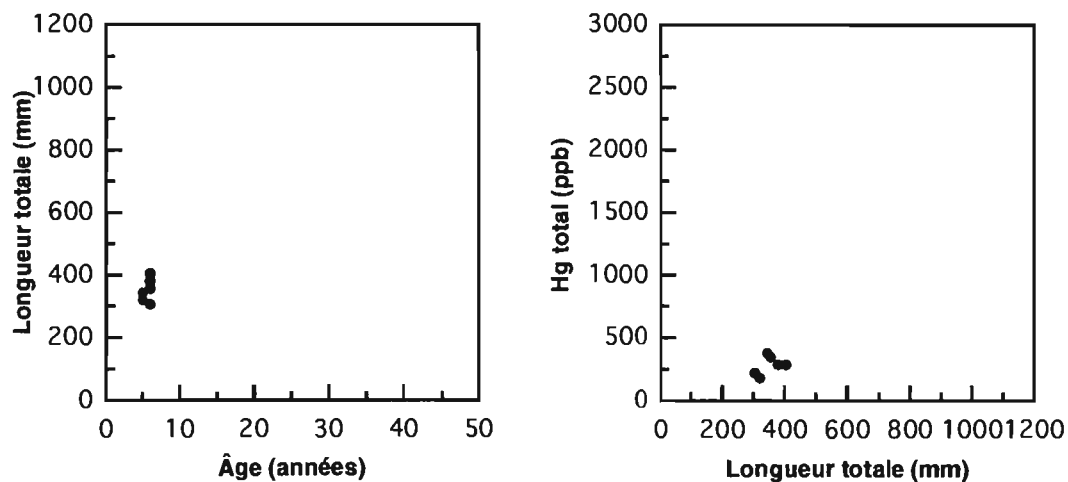
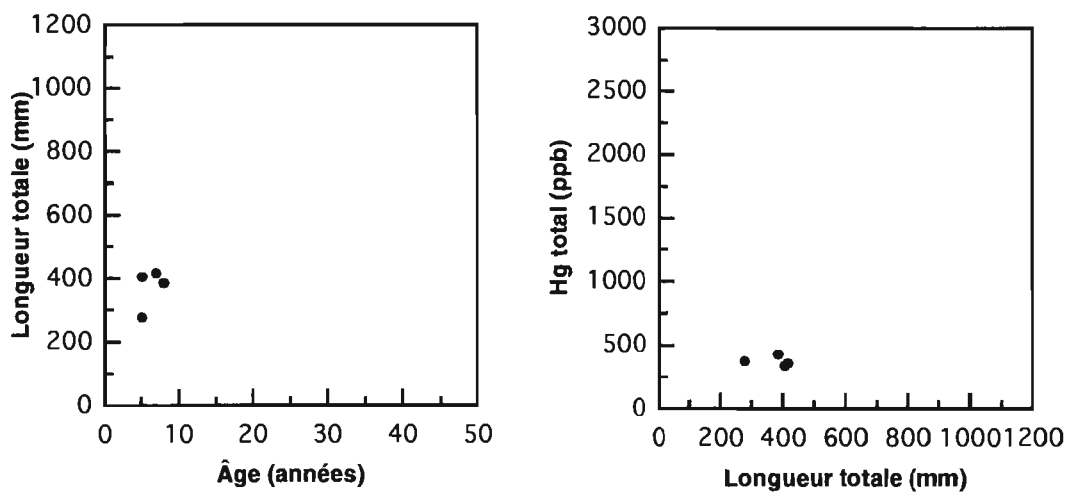
Figures de gauche : longueur totale (mm) en fonction de l'âge (années) et courbes de croissance de von Bertalanffy significatives.

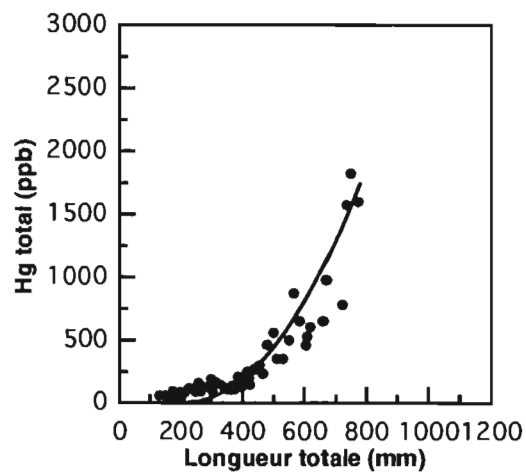
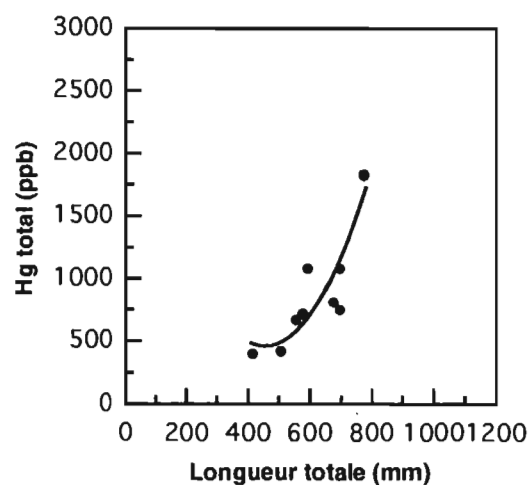
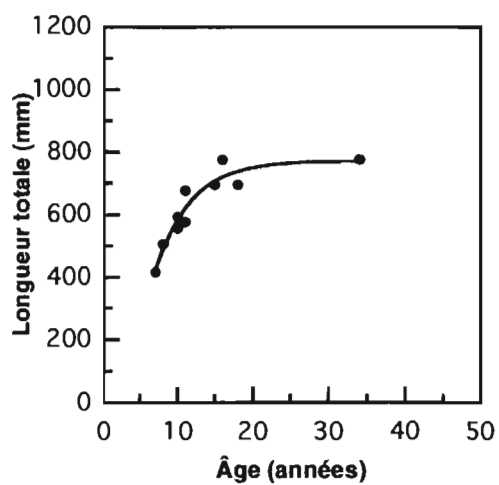
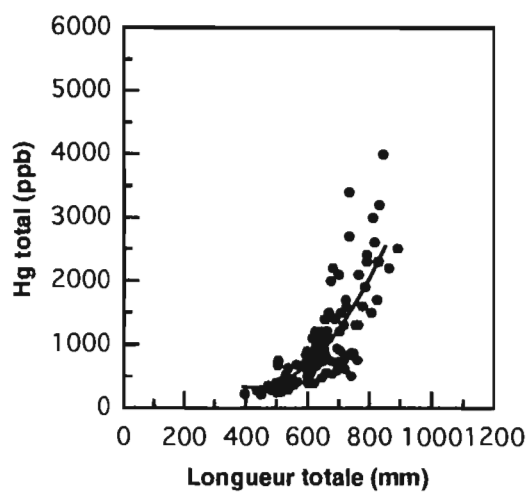
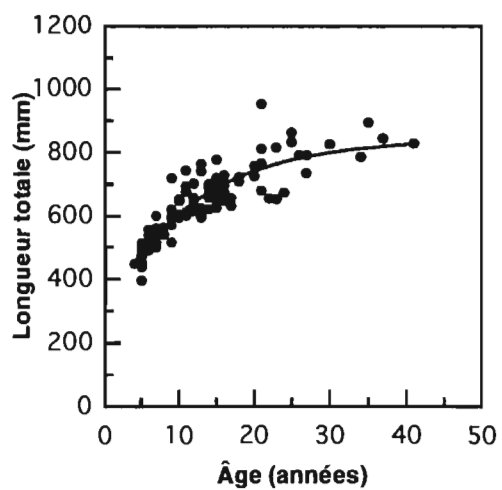
Figures de droite : Concentrations de Hg total dans la chair au poids frais (ppb) en fonction de la longueur totale (mm) et régressions polynomiales significatives.

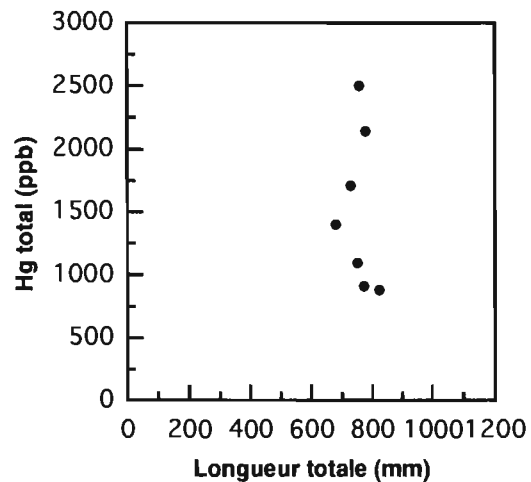
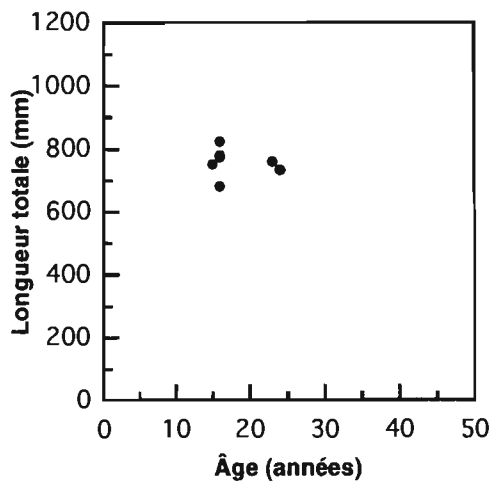
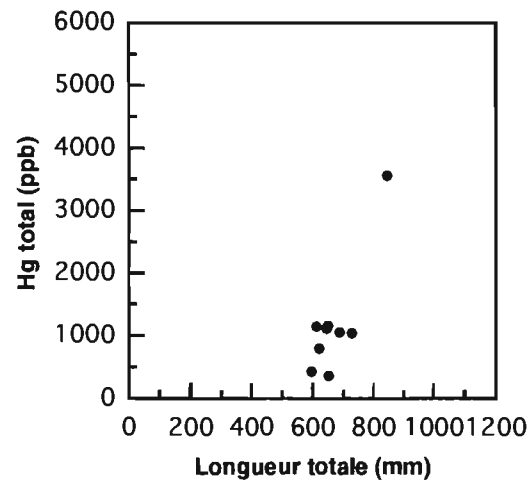
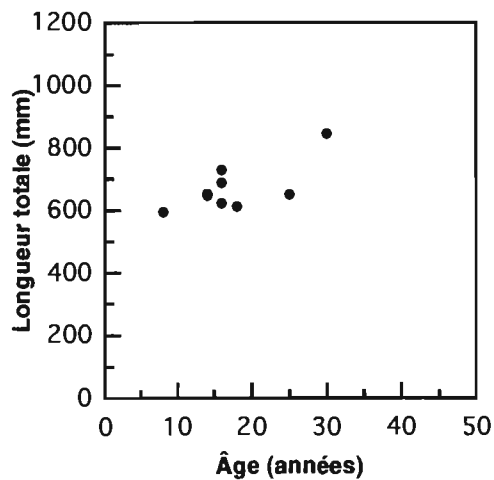
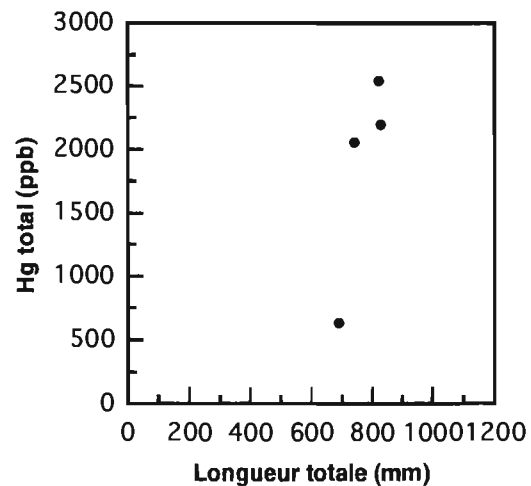
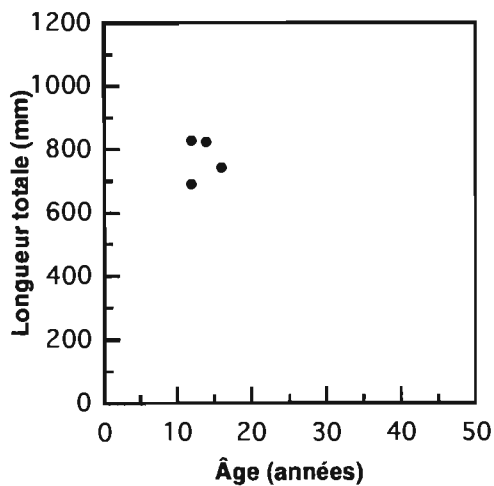
Lac Achikunipis, lac Alegrain, lac Amichinatwayach	137
Lac Anonyme A, lac aux Dorés, lac Bienville	138
Lac Bob-Grant, lac Bourdel, lac Bourg	139
Lac Caugnawana, lac Chaumont, lac Chibougamau	140
Lac Clarkie, lac Corvette, lac Cosnier	141
Lac Craven, lac David, lac de Gannes	142
Lac de l'Est, lac Denys, lac des Vœux	143
Lac Earhart, lac à l'Eau Claire, lac en Cœur	144
Lac Frégate, lac Fressel, lac Gaillarbois	145
Lac Hazeur, lac Hervé, lac Intersection	146
Lac Julian, lac Kawayapiskach, lac Lagus	147
Lac Lamain, lac Letemplier, lac des Loups Marins	148
Lac Maulnier, lac Midway, lac Morpain	149
Lac Mureau, lac Nawakupaw, Petit lac Caugnawana	150
Petit lac des Loups Marins, lac sans nom, lac Sérigny	151
Lac Tilly, lac Vaulezar, lac Village nord	152
Lac Waconichi, lac Wawa	153

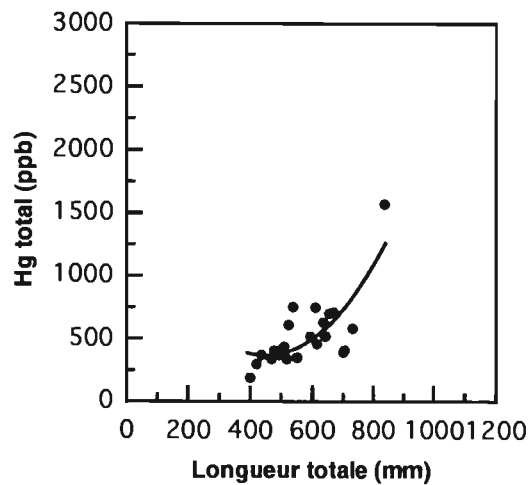
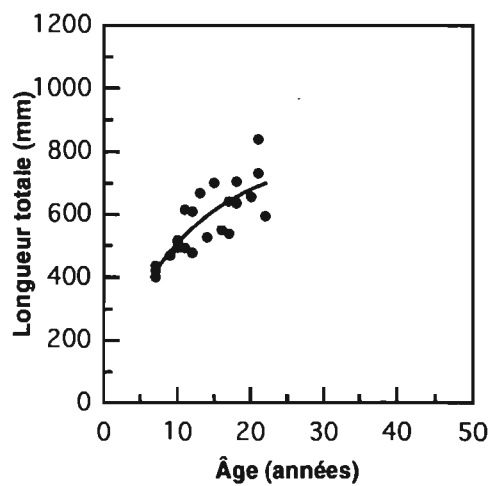
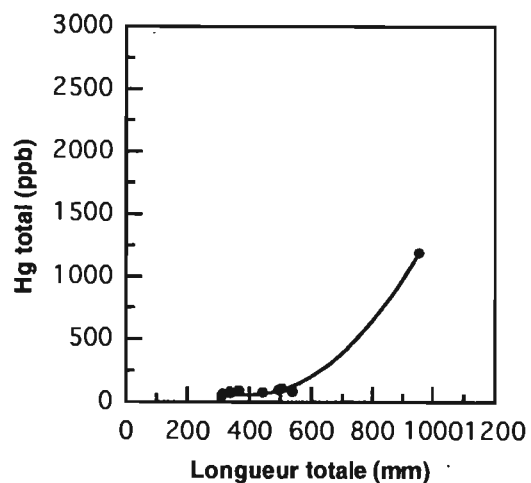
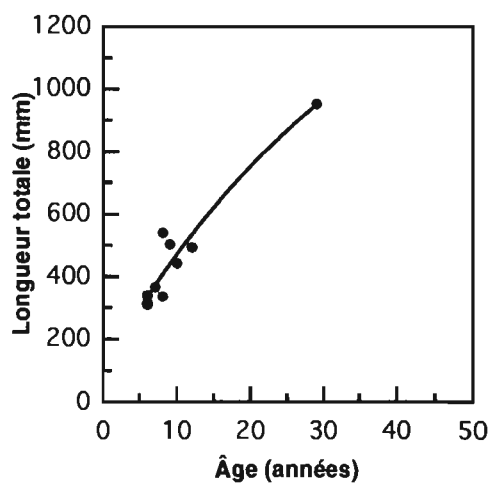
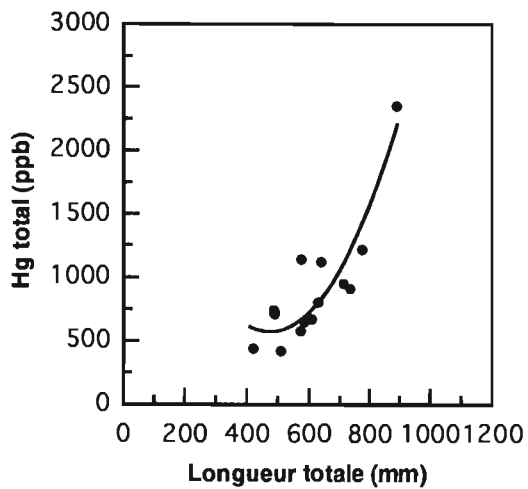
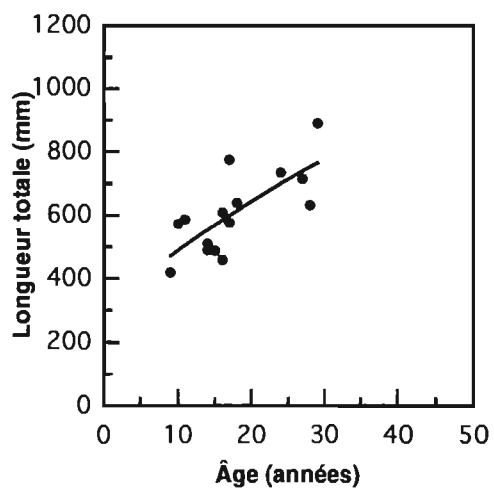
Lac Achikunipis**Lac Alegrain****Lac Amichinatwayach**

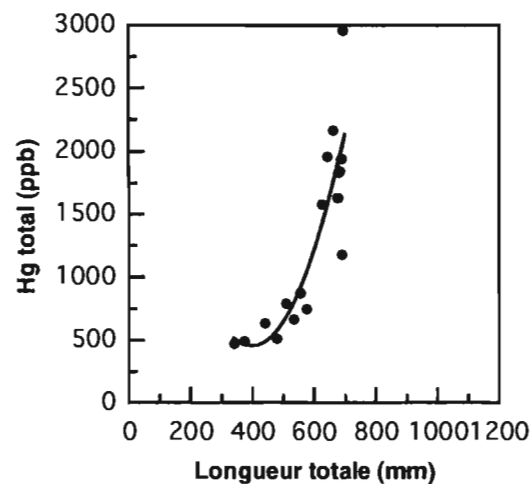
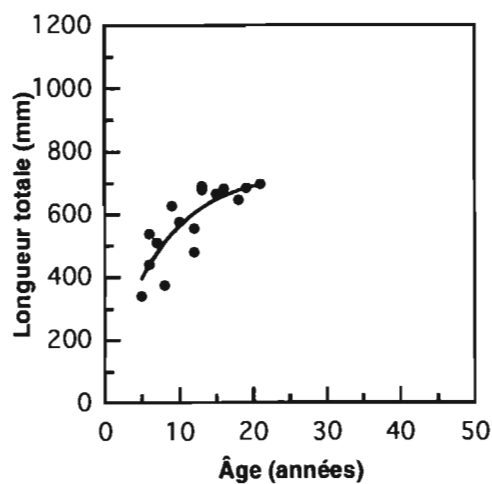
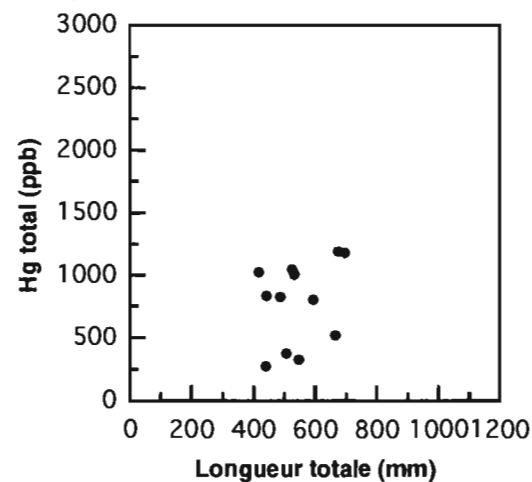
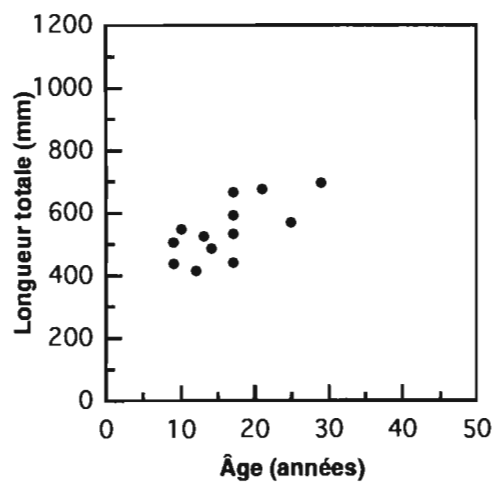
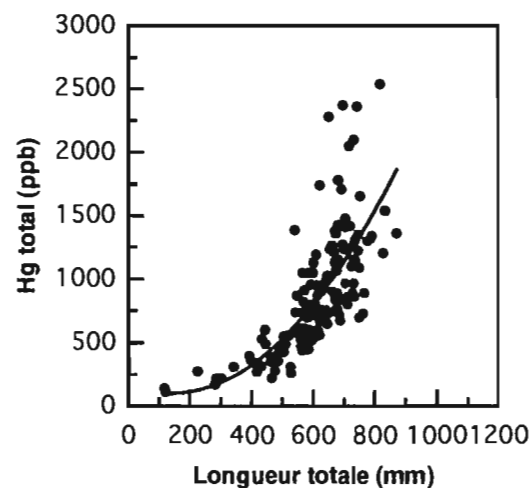
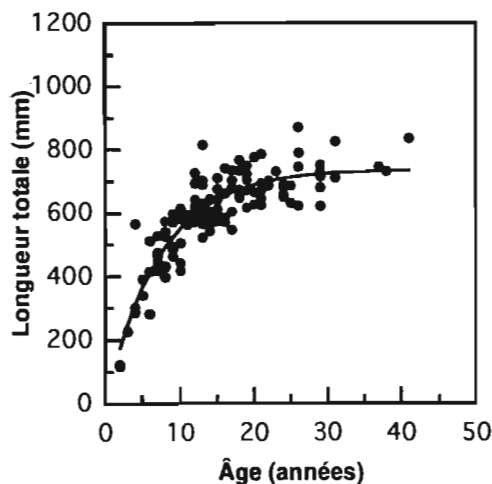
Lac Anonyme A**Lac Aux Dorés****Lac Bienville**

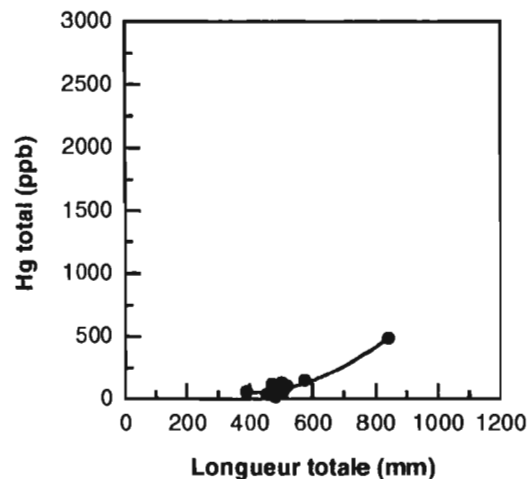
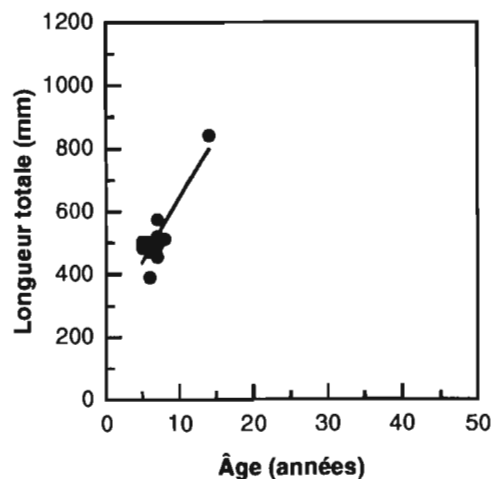
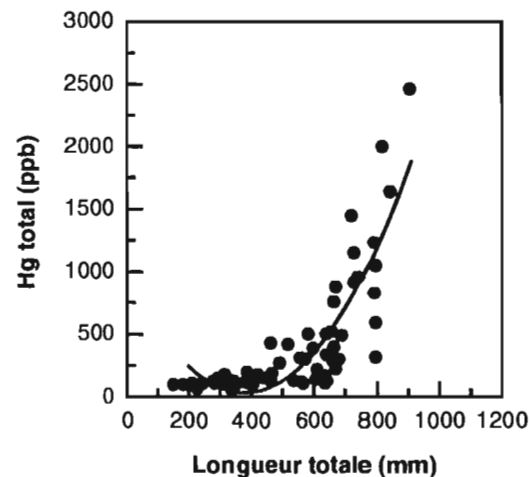
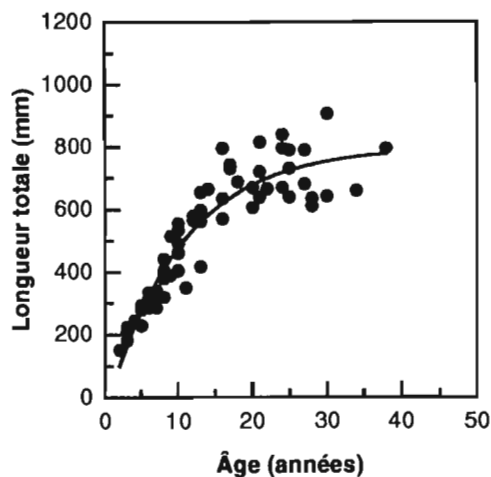
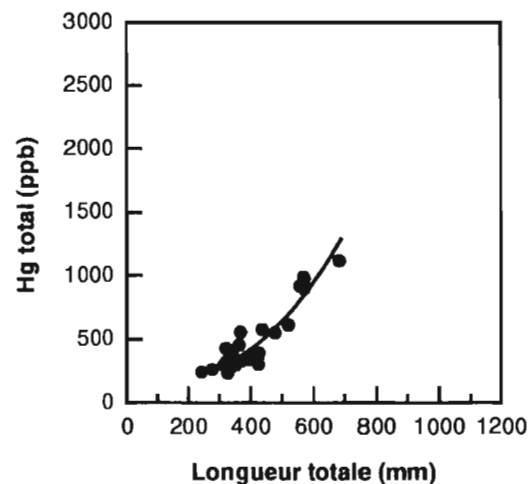
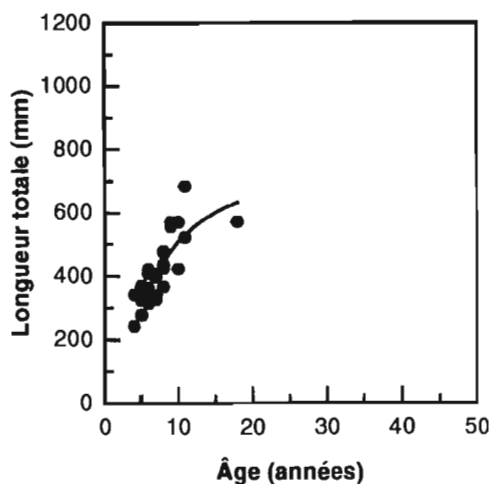
Lac Bob-Grant**Lac Bourdel****Lac Bourg**

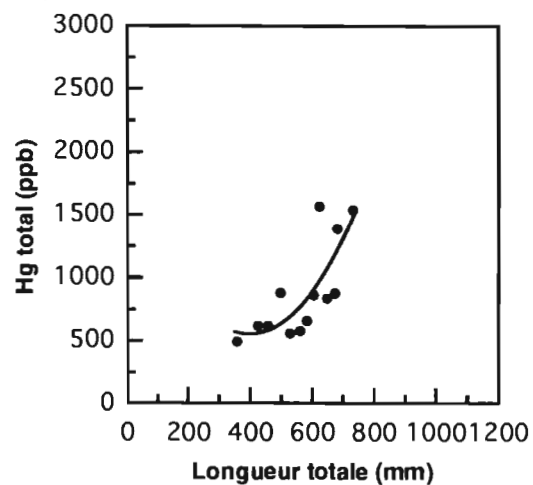
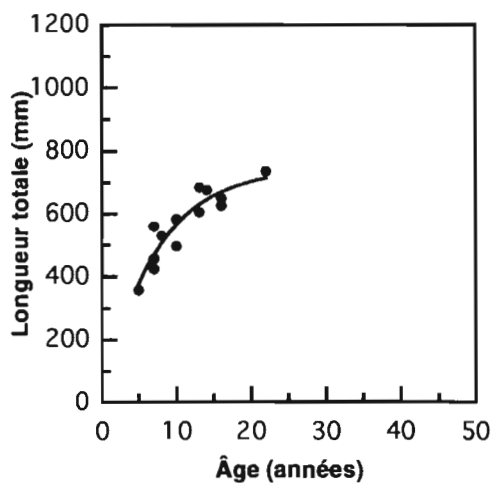
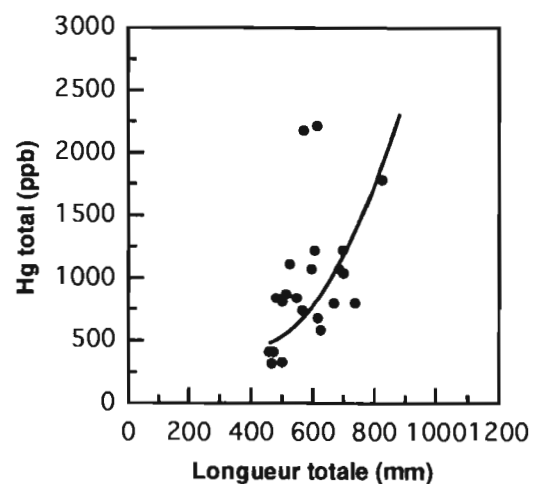
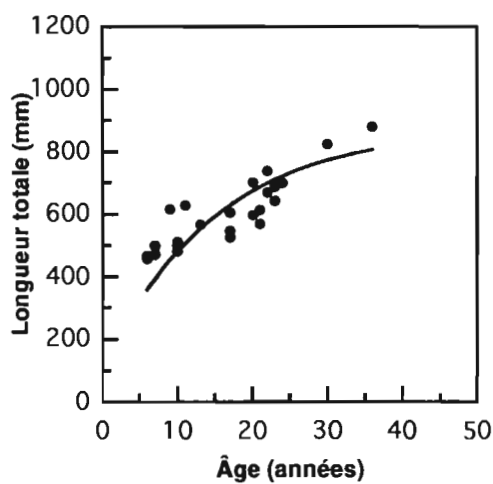
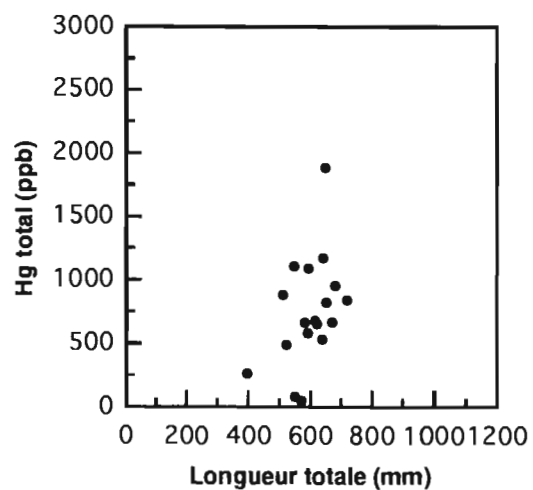
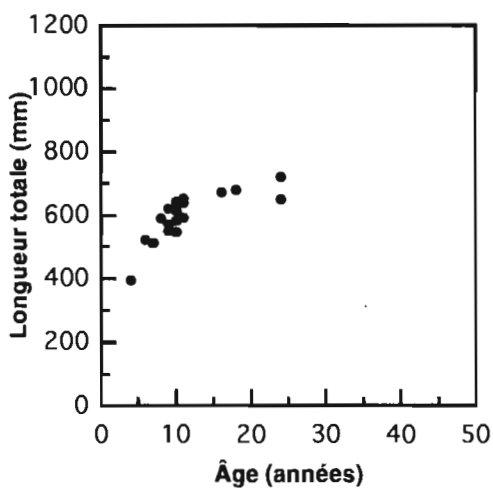
Lac Caugnawana**Lac Chaumont****Lac Chibougamau**

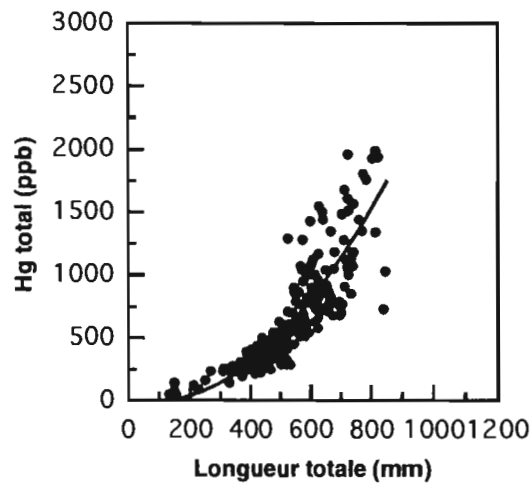
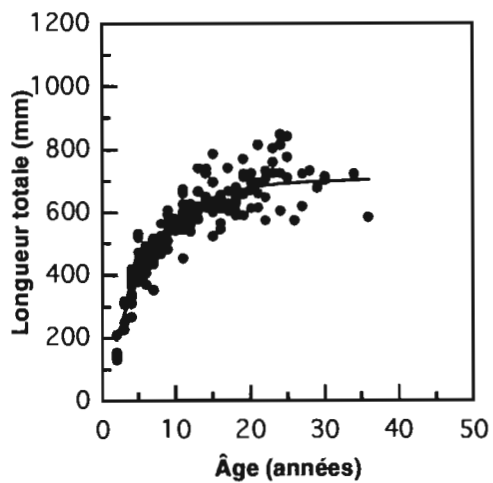
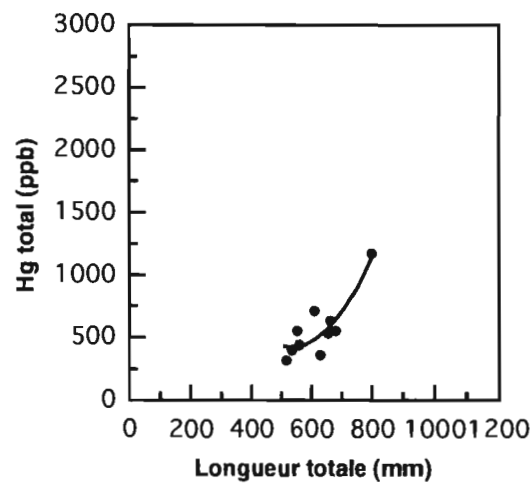
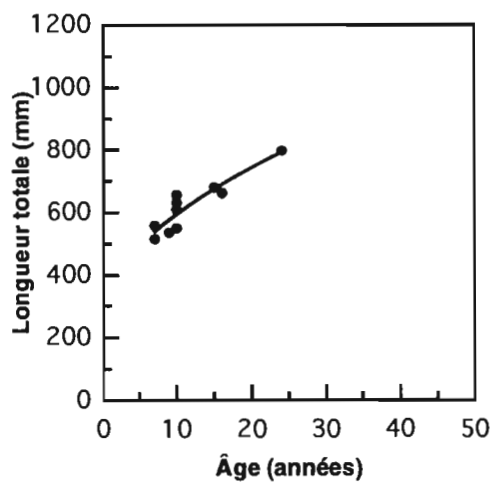
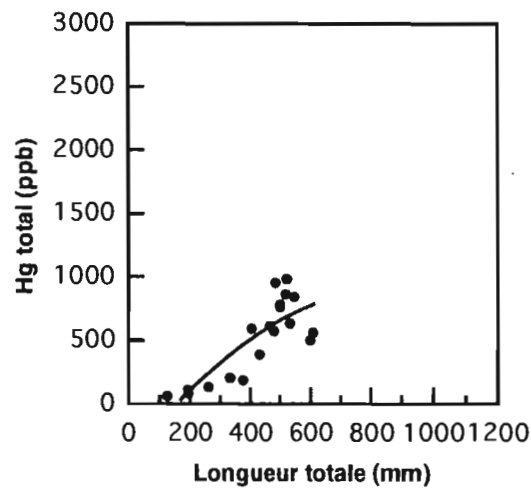
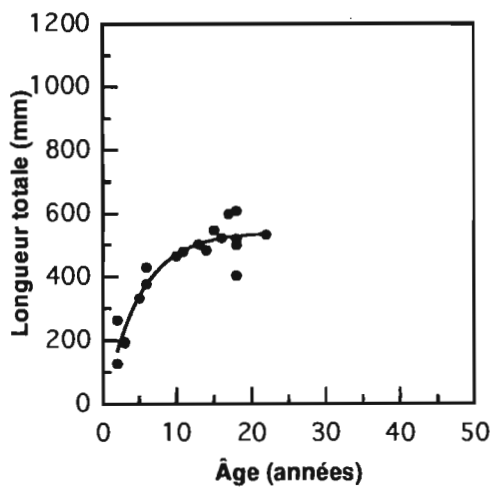
Lac Clarkie**Lac Corvette****Lac Cosnier**

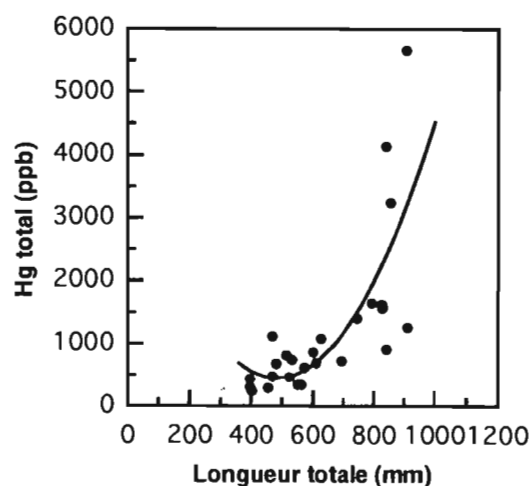
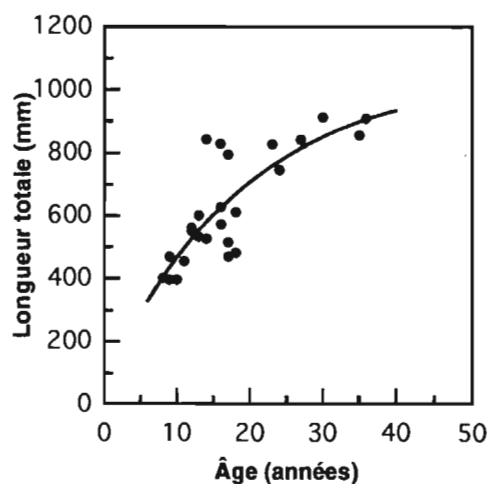
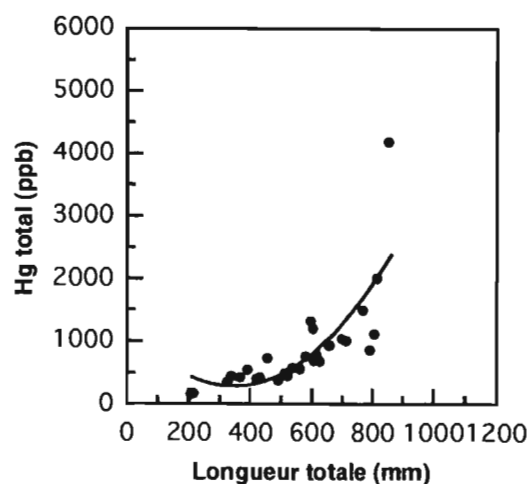
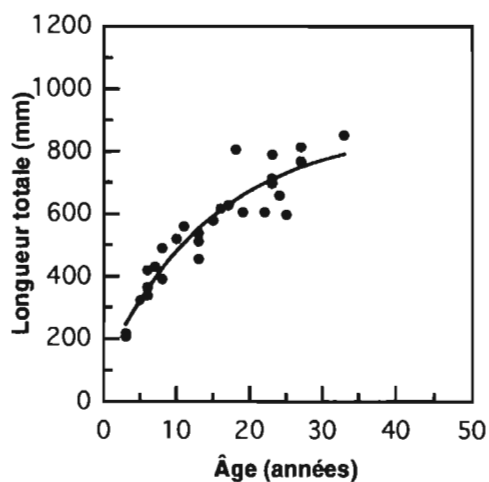
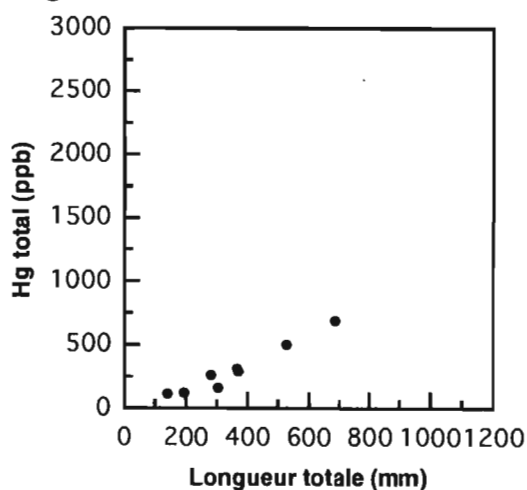
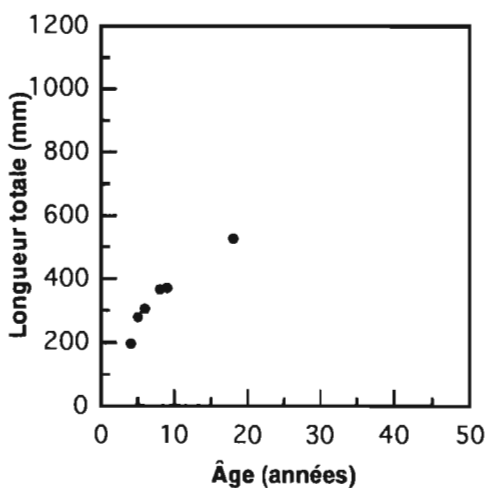
Lac Craven**Lac David****Lac De Ganne**

Lac De l'Est**Lac Denys****Lac Des Voeux**

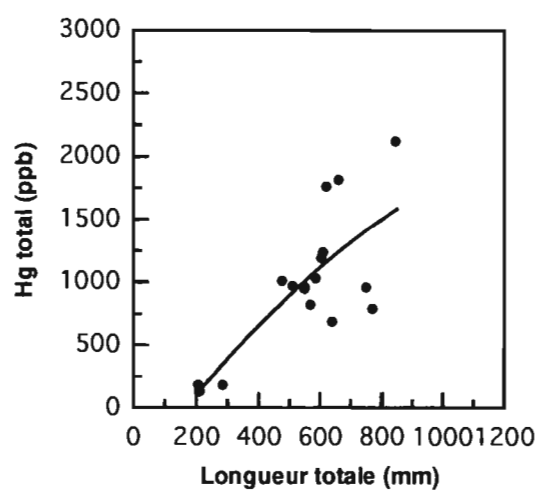
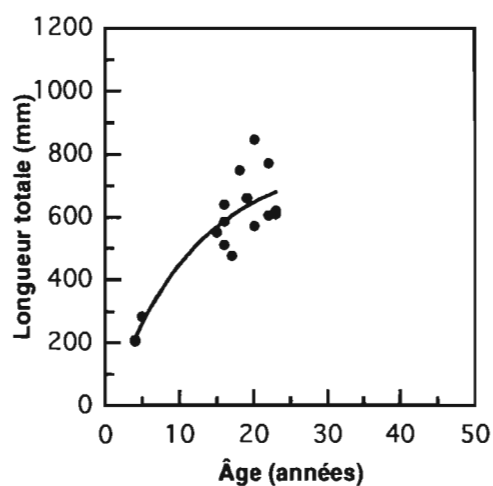
Lac Earhart**Lac À l'Eau Claire****Lac En Cœur**

Lac Frégate**Lac Fressel****Lac Gaillarbois**

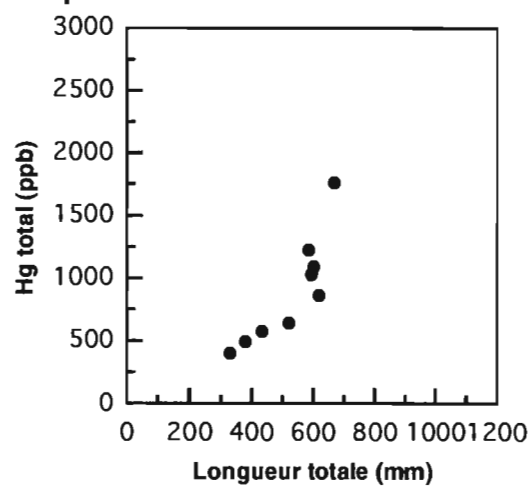
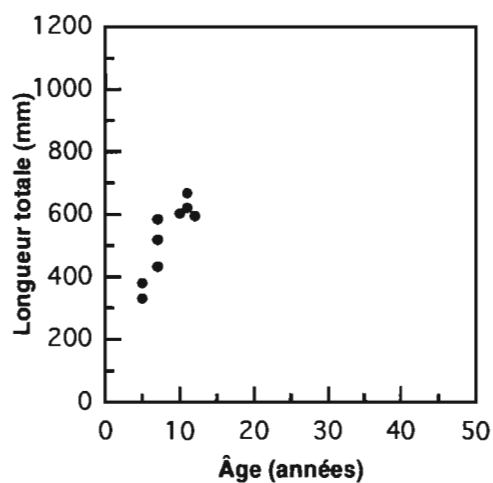
Lac Hazeur**Lac Hervé****Lac Intersection**

Lac Julian**Lac Kawayapiskach****Lac Lagus**

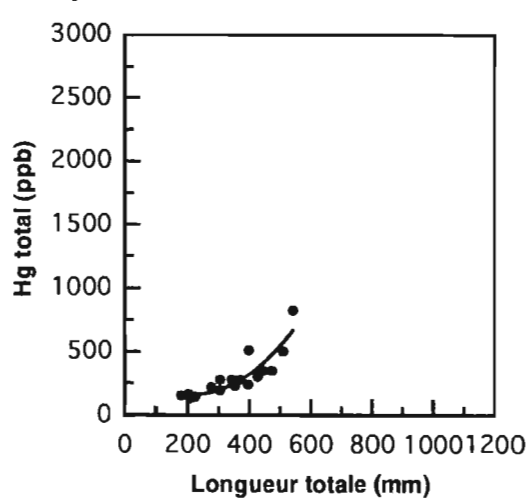
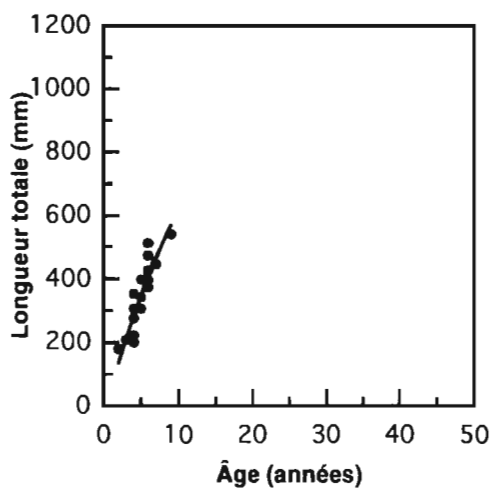
Lac Lamain

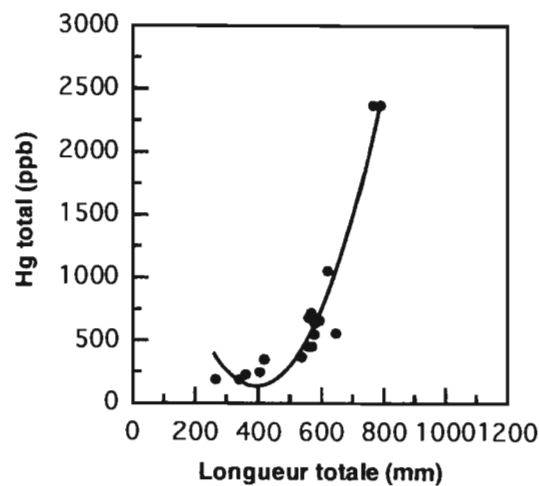
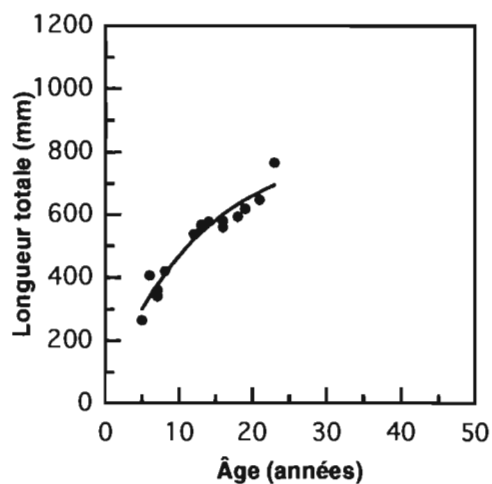
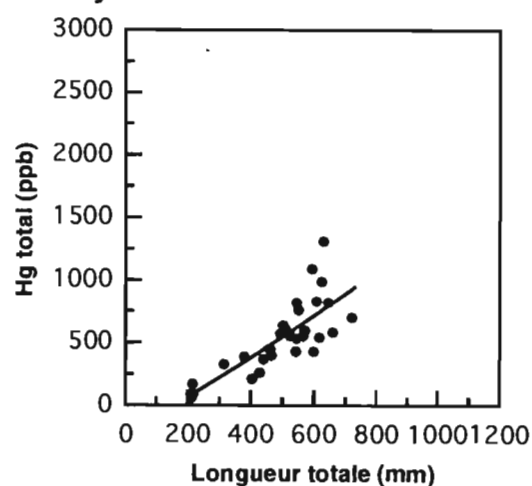
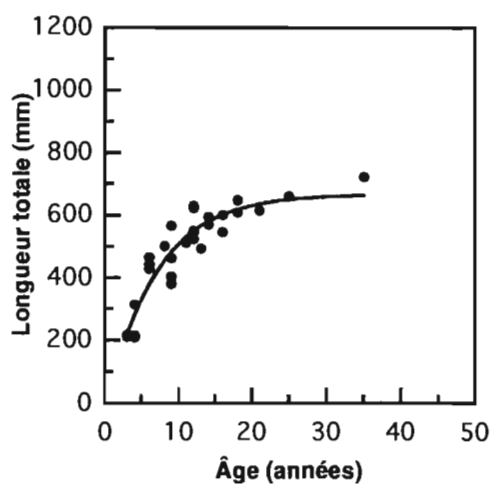
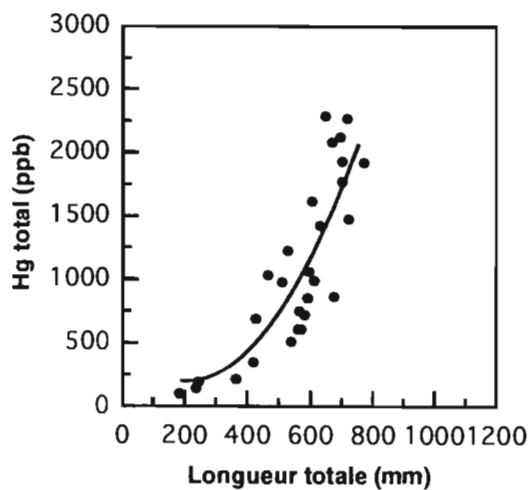
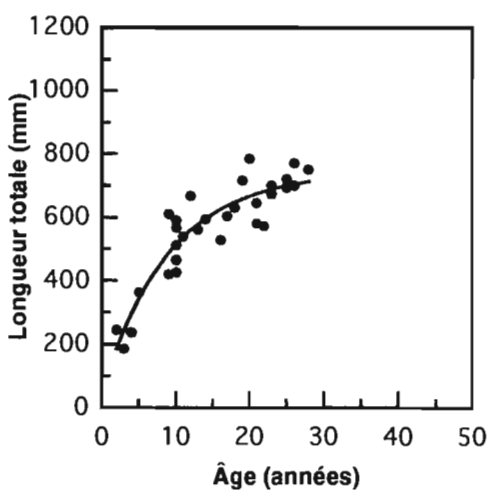


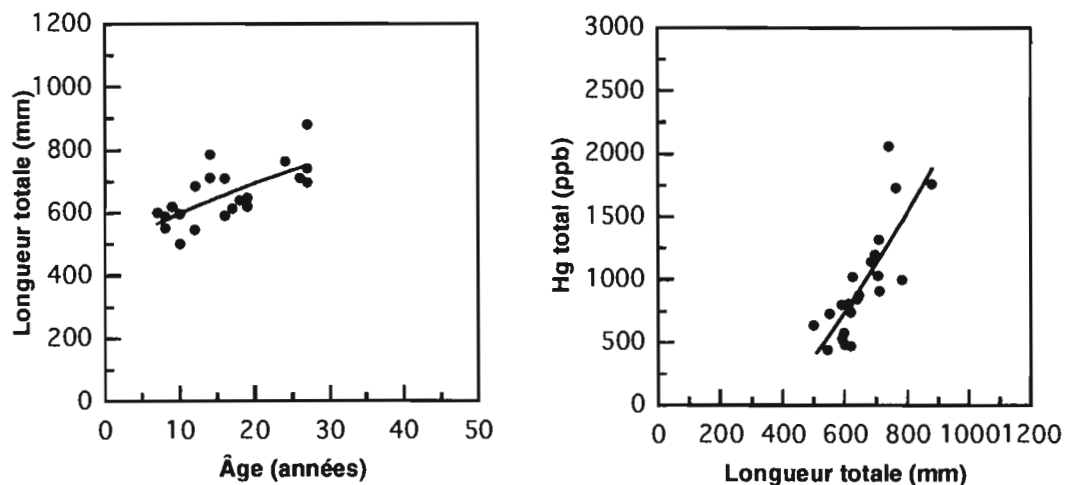
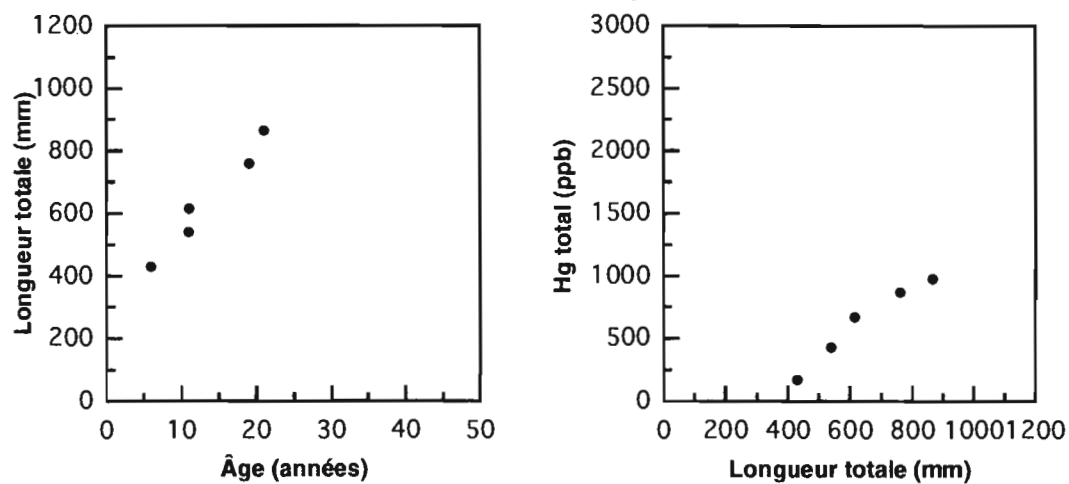
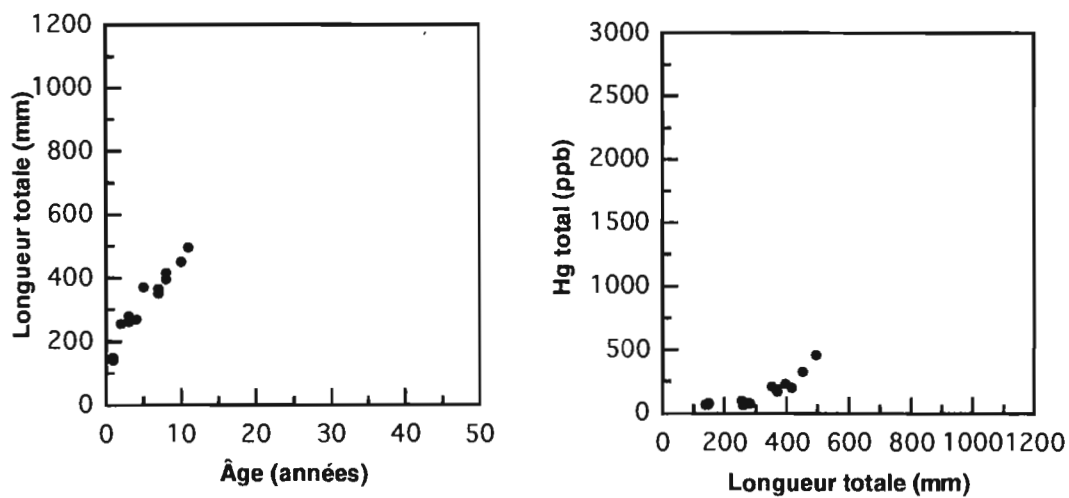
Lac Letemplier

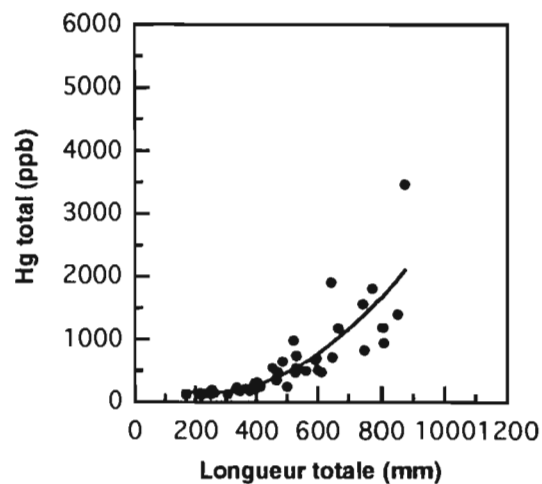
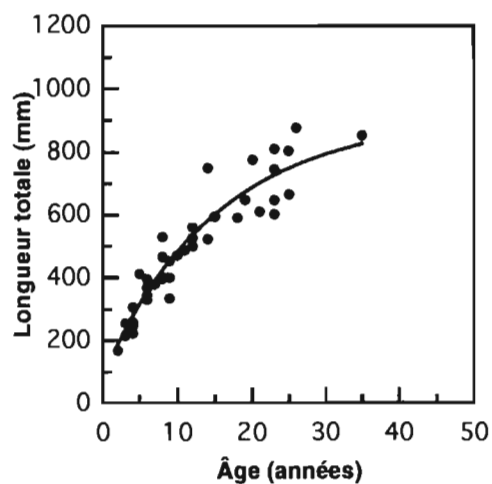
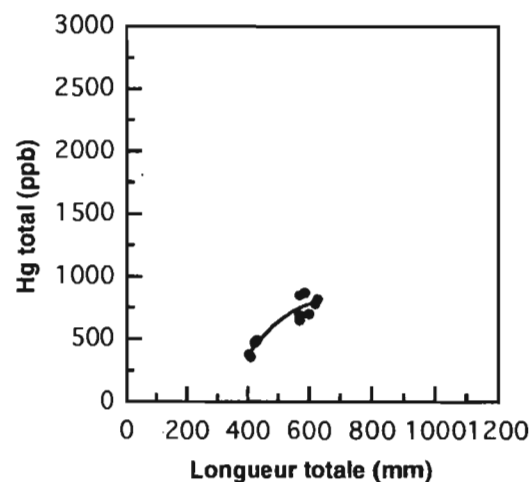
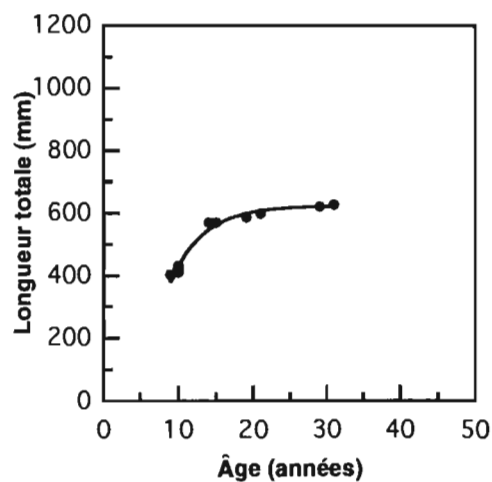
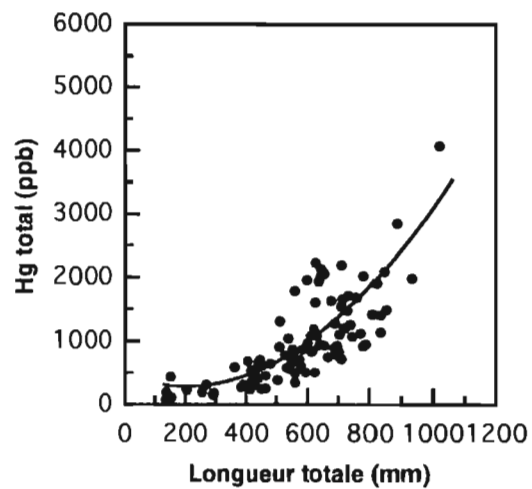
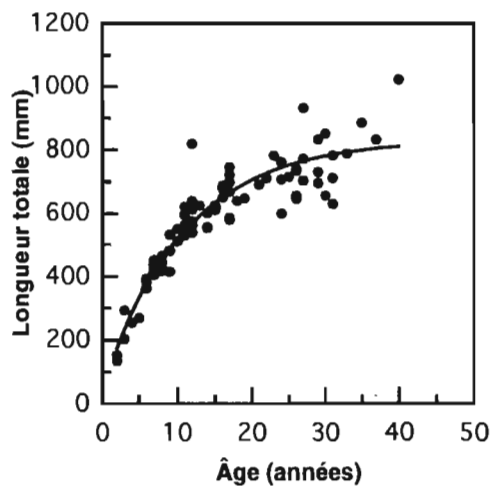


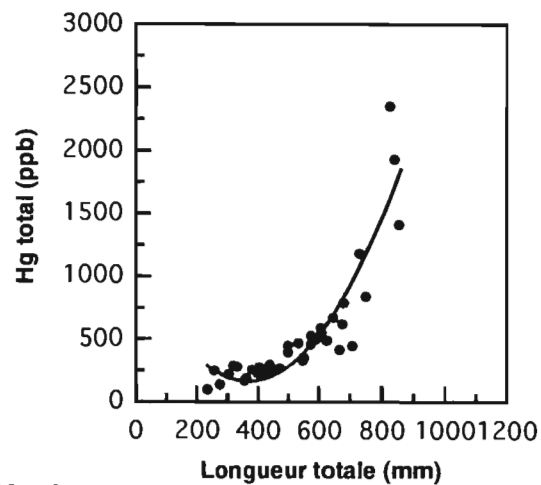
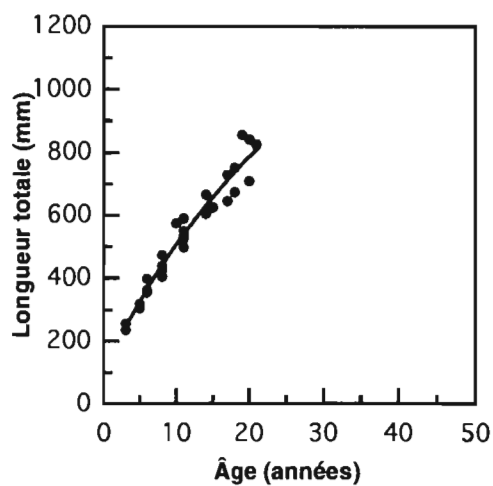
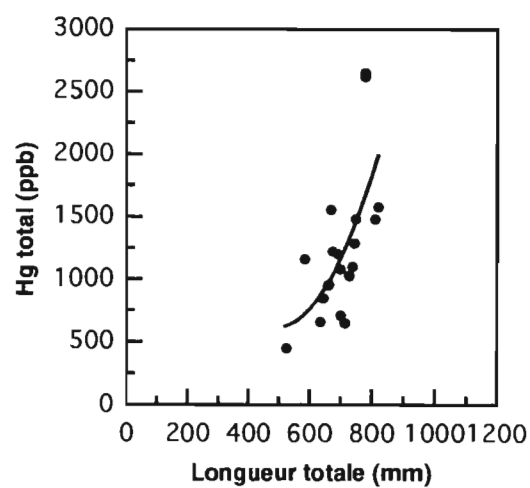
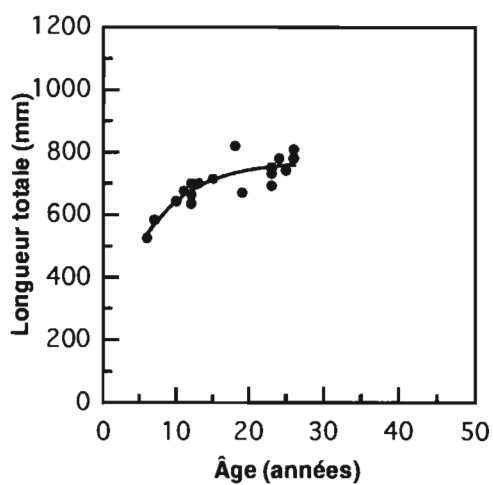
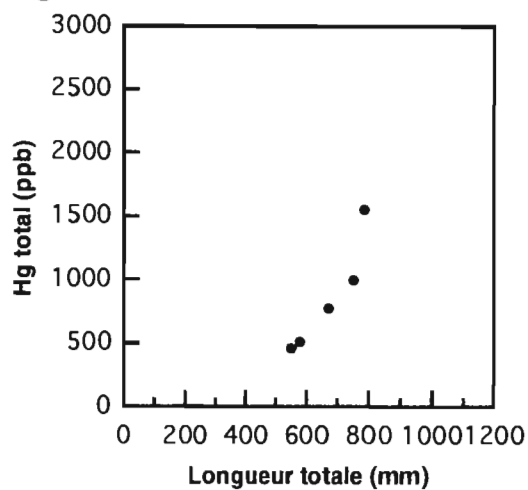
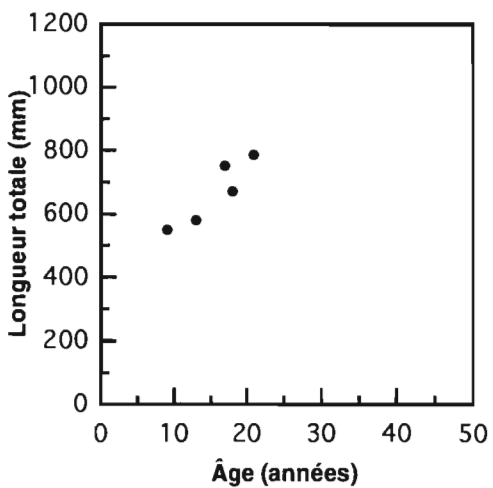
Lac des Loups Marins

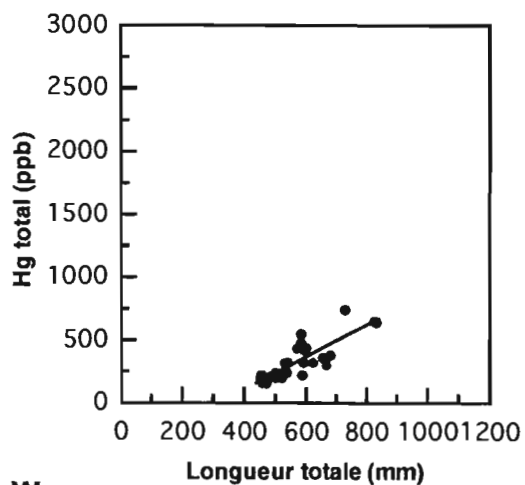
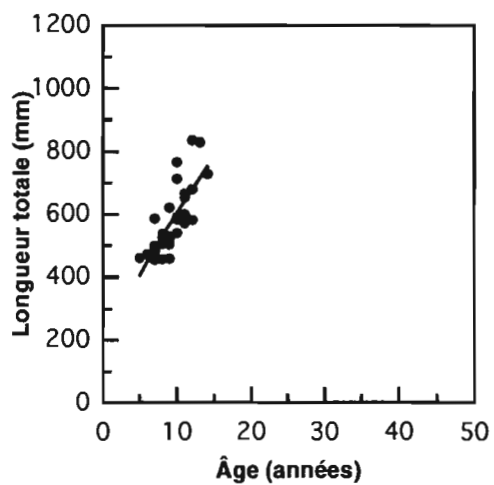
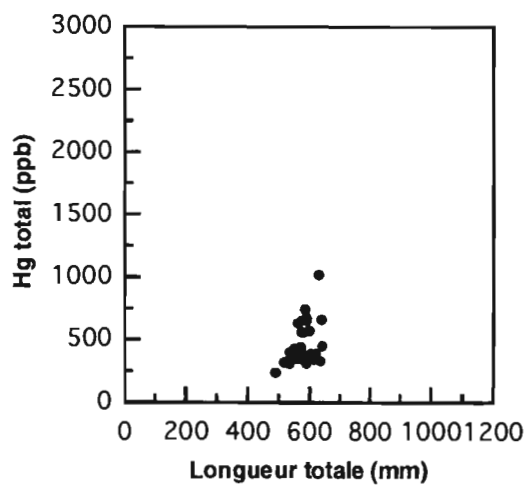
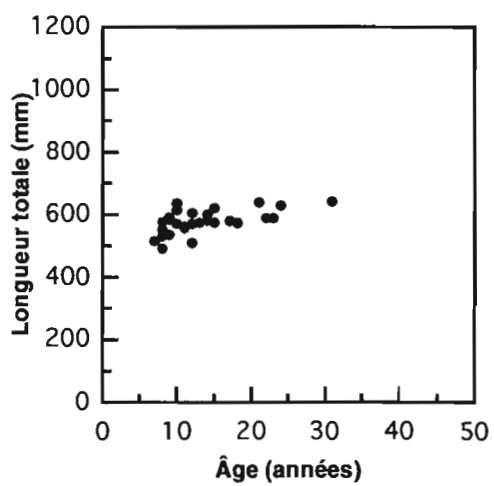


Lac Maulnier**Lac Midway****Lac Morpain**

Lac Mureau**Lac Nawakupaw****Lac Petit Caugnawana**

Petit Lac des Loups Marins**Lac Sans Nom****Lac Sérigny**

Lac Tilly**Lac Vaulezar****Lac Village Nord**

Lac Waconichi**Lac Wawa**

BIBLIOGRAPHIE

- Andersson, P., Borg, G., and Karrhage, P. 1995. Mercury in fish muscle in acidified and limed lakes. *Water, Air, and Soil Pollut.* **8** : 889-892.
- Babaluk, J. A. and Campbell, J.S. 1987. Preliminary results of tetracycline labelling for validating annual growth increments in opercula of walleyes. *North American Journal of Fisheries management.* **7** (2) : 138-141.
- Babaluk, J. A., and Craig, J. F. 1990. Tetracycline marking studies with pike, *Esox lucius*. *Aquaculture and Fisheries Management* **21**, 307-315.
- Babaluk, J.A., Craig, J.F. and Campbell, J.S. 1993. Age and growth estimation of walleye, *Stizostedion vitreus*, using opercula. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2183.
- Babiarz, C. L., Hurley, J. P., Benoit, J. M., Shafer, M. M., Andren, A. W., and Webb, D. A. 1998. Seasonal influences on partitioning and transport of total and methylmercury in rivers from contrasting watersheds. *Biogeochemistry.* **41** : 237-257.
- Berntssen, M. H. G., Aatland, A. and Handy, R. D. 2003. Chronic dietary mercury exposure causes oxidative stress, brain lesions, and altered behaviour in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Aquatic toxicology.* **65** : 55-72.
- Berntssen, M. H. G., Hylland, K., Julshamn, K., Lundebye, A.-K. and Waagbø, R. 2004. Maximum limits of organic and inorganic mercury in fish feed. *Aquaculture nutrition.* **10** : 83-97.
- Bloom, N. S. 1992. On the Chemical Form of Mercury in Edible Fish and Marine Invertebrate Tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49** (5) : 1010-1017.
- Bodaly, R. A., Rudd, J. W. M., Fudge, R. J. P. and Kelly, C. A. 1993. Mercury concentrations in fish related to size of remote canadian shield lakes. *Can. J. Aquat. Sci.* **50** : 980-987.
- Boisclair, D. 1988. Among population variability in fish growth rates : the influence of food consumption, prey type, and fish community. Ph. D. thesis, McGill University, Montréal, Québec.

- Boisclair, D., Leggett, W.C. 1989. The importance of activity in bioenergetics models applied to actively foraging fishes. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* **46** : 1859-1867.
- Boisclair, D., and Rasmussen, J.B. 1996. Empirical analysis of the influence of environmental variables associated with lake eutrophication on perch growth, consumption, and activity rates. *Ann. Zool. Fenn.* **33** : 507-515.
- Brouard, D., Demers, C., Lalumière, R., Schetagne, R., Verdon, R., 1990. Évolution des teneurs en mercure des poissons du complexe hydroélectrique La Grande, Québec (1978-1990); rapport synthèse. Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec et Groupe Environnement Shooner inc. 100 p.
- Cabana, G., and Rasmussen, J. B. 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* **372** : 255-257.
- Cabana, G., Tremblay, A., Kalff, J., and Rasmussen, J. B. 1994. Pelagic food chain structure in Ontario lakes : a determinant of mercury levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **51** : 381-389.
- Casselman, J. M. 1974. Analysis of hard tissue of pike *Esox lucius* L. with special reference to age and growth. *In* : The Ageing of Fish. *Edited by* : , T. B. Bagenal. Unwin Brothers, Farnham. pp. 13-27.
- Casselman, J.M. 1978. Effects of environmental factors on growth, survival, activity, and exploitation of northern pike. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.* **11** : 114-128.
- Casselman, J. M. 1987. Determination of age and growth. *In* : A.H. Weatherley and H.S. Gill. 1987. The biology of fish growth. Academic Press. Londre, Toronto. pp. 209-242. ISBN 0-12-739055-3.
- Casselman, J.D., Barnes, L. and Brown, D. M. 1995. Methodology for producing cellulose acetate replicas of sagittal otolith sections. *Unpublished document*. 6 p.
- Campbell, J. S. and Babaluk, J. A. 1979. Age determination of walleye, *Stizostedion vitreus vitreus* (Mitchill), based on the examination of eight different structures. Technical Report Fisheries and Marine Service Canada 849.
- Canada. Environnement Canada, 1979. Naquadat method no 80601-2. Analytical Methods Manual. Direction des eaux intérieures. Ottawa.

- Canada. Santé et Bien-Être Canada, 1985. Lignes directrices sur les contaminants chimiques du poisson et des produits du poisson au Canada. Loi et règlements des aliments et drogues. Santé et Bien-Être Canada. Ottawa.
- Chen, C.Y. and Folt, C.L. 2005. High plankton densities reduce mercury biomagnification. *Environ Sci. Technol.* **39** : 115–121.
- Chen, C.Y., Stemberger, R. S., Kamman, N. C., Mayes, B. and Folt, C. L. 2005. Patterns of Hg bioaccumulation and transfer in aquatic food webs across multi-lake studies in the Northeast U.S. *Ecotoxicology* **14** : 135–147.
- Clapp, D. F., Wahl, D. H., 1996. Comparison of food consumption, growth and metabolism among Muskellunge : An investigation of population differentiation. *Trans. Am. Fish. Soc.* **125** : 402-410.
- Colby, P. J., and Nepszy, S. J., 1981. Variation among stocks of walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) : management implications. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **38** : 1814-1831.
- Cope, W. G., Wiener, J. G., Rada, R. G. 1990. Mercury Accumulation in Yellow Perch in Wisconsin Seepage Lakes: Relation to Lake Characteristics. *Environ. Tox. Chem.* **9** : 931-940.
- Craig, J. F., 2000. Percid fishes: systematics, ecology and exploitation. Blackwell Science Ltd, Oxford. 352 p. ISBN: 0-632-05616-9.
- Craig, J. F. 1996. Pike biology and exploitation. Chapman and Hall, London, 238 p. ISBN : 0-412-42960-8
- Craig, J. F., and Babaluk, J. A. 1989. Relationship of condition of walleye (*Stizostedion vitreum*) and northern pike (*Esox lucius*) to water clarity, with special reference to Dauphin Lake, Manitoba. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **46** : 1581–1586.
- de Freitas, A.S.W., Qadri, S. U., and Case, B. E. 1974. Origins and fate of mercury compounds in fish. *Proceedings of the International Conference on Transport of Persistent Chemicals in Aquatic Ecosystems*. National Research Council of Canada, Ottawa, Canada. pp. III.31-III.36.
- DeVries, D. R., and Frie, R. D. 1996. Determination of Age and Growth. *In* : Fisheries techniques, second edition. *Edited by* : B. R. Murphy and W. W. David. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. pp. 483-512. ISBN : 1-888569-00-X.

- Dillon, P. J., Clark, B. J. Molot, L. A. and Evans H. E. 2003. Predicting the location of optimal habitat boundaries for lake trout (*Salvelinus namaycush*) in Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* **60** : 959-970.
- Doire, J. 2003. Influence de pêches intensives sur la croissance et l'alimentation des poissons de lacs naturels du nord du Québec. M Sc. Thesis. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- Doyon, J.-F., Schetagne, R., and Verdon, R. 1998. Different mercury bioaccumulation rates between sympatric populations of dwarf and normal lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) in the La Grande complex watershed, James Bay, Québec. *Biogeochemistry* **40** : 203-216.
- Downing, J. A., Prairie, Y. T., Cole, J. J., Duarte, C. M., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., McDowell, W. H., Kortelainen, P., Caraco, N. F., Melack, J. M., Middelburg, J. J. 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnol. Oceanogr.* **51**(5) : 2388–2397.
- Driscoll, C. T., Yan, C., Schoeld, C. L., Munson, R. and Holsapple, J. 1994. The mercury cycle and fish in the Adirondack lakes. *Environ. Sci. Technol.* **28** : 136A–143A.
- Dubois, A. 1967. Âge et croissance du touladi (*Salvelinus namaycush*) du lac Mistassini, Québec. M.Sc. thesis, Université Laval, Québec, Québec.
- Dwyer, W.P., Smith, C. E., and Piper, R. G. 1981. Lake trout growth efficiency as affected by temperature. S Fish and Wildlife Service, Bozeman Information Leaflet , Bozeman. Haskell, DC 1955.
- Essington, T. E., and Houser, J. N. 2003. The effect of whole-lake nutrient enrichment on mercury concentration in age-1 yellow perch. *Transactions of the American Fisheries Society.* **132** : 57-68.
- Evans, D. O., Casselman, J. M., and Wilcox, C. C. 1991. Effects of exploitation, loss of nursery habitat, and stocking on the dynamics and productivity of lake trout populations on Ontario lakes. Lake trout synthesis, Response to stress working group. Ontario Ministry of Natural Ressources. Toronto. Ontario.
- EPRI 2003. Factors affecting the predicted response of Fish mercury concentrations to changes in mercury loading. Final report September 2003. EPRI, Palo Alto, California 1005521.

- EPRI Project Manager : R. Carlton (R. Harris and D. Hutchinson authors) EPRI 2002. Dynamic mercury cycling model for Windows 98/NT/2000/XPTM: A Model for mercury cycling in lakes. D-MCM Version 2.0. december 2002. electric Power Research Institute. Palo Alto, California.
- Evans, M. S., Lockhart, W. L., Doetzel, L., Low, G., Muir, D., Kidd, K., Stephens, G., Delaronde, J. 2005. Elevated mercury concentrations in fish in lakes in the mackenzie River Basin : The role of physical, chemical and biological factors. *Science of the Total Environment* **351-352** : 479-500.
- Friedmann, A. S., Watzinb, M. C., Brinck-Johnsen, T., Leiter, J. C. 1996. Low levels of dietary methylmercury inhibit growth and gonadal development in juvenile walleye (*Stizostedion vitreus*). *Aquatic Toxicology* **35** : 265-278.
- Froese, R. and Pauly, D. (Editors). 2000. FishBase 2000: concepts, design and data sources. ICLARM, Los Baños, Laguna, Philippines.
- Galarowicz, T. L., and Wahl, D. H., 2003. Differences in growth, consumption, and metabolism among walleye from different latitudes. *Trans Am. Fish Soc.* **132** : 425-437.
- Garceau, S., Lucotte, M., Doire, J., and Verdon, R. 2005. Increased growth resulting from different intensive fishing strategies in unexploited Northern Québec lakes. *North American Journal of Fisheries Management*. *In press*.
- Gilmour, C. C. and Riedel, G. S. . 2000. A Survey of Size-Specific Mercury Concentrations in Game Fish from Maryland Fresh and Estuarine Waters. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **39** (1): 53–59. doi :10.1007/s002440010079.
- Gorski, P. R., Cleckner, L. B., Hurley, J. P., Sierszen, M. E., and Armstrong, D. E. 2003. Factors affecting enhanced mercury bioaccumulation in inland lakes of Isle Royale National Park, USA. *The Science of the Total Environment* **304** : 327–348.
- Göthberg, A. 1983. Intensive Fishing-A way to reduce the mercury level in fish. *Ambio*. **12** : 259-261.
- Greenfield, B. K., Hrabik, T. R., Harvey, C. J., Carpenter, S. R. 2001. Predicting mercury levels in yellow perch: use of water chemistry, trophic ecology, and spatial traits. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58** : 1419-1429.

- Grieb, T. M., Driscoll, C. T., Gloss, S. P., Schofield, C. L., Bowie G. L. 1990. Factors Affecting Mercury Accumulation in Fish in the Upper Michigan Peninsula. *Environ. Tox. Chem.* **9** (7) : 919-930.
- Gunn, M., Steedman, R. J., Rydr, R. A. 2003. Boreal Shield Watersheds- Lake trout ecosystems in a Changing Environment. CRC Press, Boca Raton, Florida. 528 p. ISBN:1566706467.
- Gutenmann, W. H., Ebel, J. G. Jr., Kuntz, T., Yourstone, K. S., and D. J. Lisk 1992. Residues of p,p'-DDE and Mercury in Lake Trout as a Function of Age. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **22**: 452-455
- Håkanson, L., Nilsson, A., and Andersson, T. 1988. Mercury in Fish in Swedish Lakes. *Environ. Pollut.* **49** : 145-162.
- Hall, B. D., Bodaly, R. A., Fudge, R. J. P., Rudd, J. W. M. and Rosenberg, D. M. 1997. Food as a dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Wat. Air Soil Pollut.* **100** : 13-24.
- Harris, R. C., and Bodaly, R. A. 1998. Temperature, growth, and dietary effects on fish mercury dynamics in two Ontario lakes. *Biogeochemistry* **40** : 175-187.
- Henderson, B. A., Morgan, G. E., and Vaillancourt, A. 2004. Growth, ingestion rates and metabolic activity of walleye in lakes with and without lake herring. *Journal of Fish Biology* **65** (5): 1-13. doi : 10.1111/j.0022-1112.2004.00527.x.
- Hrabik, T. R., and Watras, C. J. 2002. Recent declines in mercury concentration in a freshwater fishery : isolating the effects of de-acidification and decreased atmospheric mercury deposition in Little Rock Lake. *The Science of the Total Environment* **297** : 229-237.
- Hopkins, K. D. 1992. Reporting Fish Growth : A review of the Basucs. *Journal of the World Aquaculture Society* **23** (3) : 173-179.
- Jernelöv, A., and Lann, H., 1973: studies in Sweden n feasibility of some ethods for restoration of mercury-contaminated bodies of water. *Environ. Sci. Technol.* **7** : 712-718.
- Kainz, M., Lucotte, M., and Parrish, C. C., 2003. Relationships between organic matter composition and methyl mercury content of offshore and carbon-rich littoral sediments in an oligotrophic lake *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **6** : 888-896.

- Kalff, J. 2002. Limnology : inland water ecosystems. Prentice Hall, Upper Saddle River, N.-J., USA. 608 p. ISBN 0-13-03375-7.
- Kamman, N. C., Burgess, N. M., Driscoll, C. T., Simonin, H. A., Goodale, W., Linehan, J., Estabrook, R., Hutcheson, M., Major, A., Scheuhammer, A. M., and Scruton, D. A. 2005. Mercury in Freshwater Fish of Northeast North America—A Geographic Perspective Based on Fish Tissue Monitoring Databases. *Ecotoxicology* **14** (1-2) : 163-180. doi : 10.1007/s10646-004-6267-9.
- Kamman, N. C., Lorey, P. M., Driscoll, C. T., Estabrook, R., Major, A., Pientka, B. and Glassford, E. 2003. Assessment of mercury in waters, sediments and biota of New Hampshire and Vermont lakes sampled using a geographically randomized design. *Environ. Toxicol. Chem.* **23** (5) : 1172-1186.
- Kaufman, S. D., Gunn, J. M., Morgan, G. E. and Couture, P. 2006. Muscle enzymes reveal walleye (*Sander vitreus*) are less active whe larger prey (cisco, *Coregonus artedii*) are present. *Can. J. Aquat. Sci.* **63** : 970-979.
- Kelly, C. A., Rudd, J. M. A. and Holoka, M. H. 2003. Effect of pH on mercury uptake by aquatic bacterium : implications for Hg cycling. *Environ. Sci. Technol.* **37** :2941-2946.
- Kerr, S. R., 1971. Prediction of Growth Efficiency in Nature. *J. Fish. Board. Can.* **28** : 809-814.
- Kidd, K. A., Hesslein,, R. H., Fudge, R. J. P., Hallard, K. A. 1995. The influence of trophic level as measured by $\delta^{15}\text{N}$ on mercury concentrations in freshwater organisms. *Wat. Air Soil Pollut.* **80** : 1011-1015.
- Kitchell, J. F., Stewart, D. J., and Weininger, D. 1977. Applications of a bioenergetics model to yellow perch (*Perca flavescens*) and walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *J. Fish. Res. Board Can.* **34** : 1922–1935.
- Konkle, B. R., and Sprules, W.G. 1986. Planktivory by stunted lake trout in an Ontario lake. *Trans. Am. Fish. Soc.* **115** : 515–521.
- Laine, A.O., Momot, W. T., Ryan, P. 1991. Accuracy of using scales and cleithra for aging northern pike from an oligotrophic Ontario Lake. *North American Journal of Fisheries Management* **11** (2) : 220-225.

- Lange, T. R., Royals, H. E., and Connor, L. L. 1993. Influence of water chemistry on mercury concentration in largemouth bass from Florida lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* **122** : 74–84
- Lapointe, M., and Clément, A. M. 1985. Détermination de l'âge de touladis du lac des Trente et un Milles et du lac Simon. Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Hull.
- Legendre, P. 2001. Régression de modèle II – Guide. Département de sciences biologiques, Université de Montréal, Montréal, Québec. 24 p. Available at : <http://www.fas.umontreal.ca/biol/legendre/> [Accessed 25 may 2006]
- Legendre, P., and Legendre, L. 1998. Numerical ecology. 2nd english edition. Elsevier science, Amsterdam. 853 p. ISSN 0167-8892.
- Lockhart, W.L., Stern G.A., Low, G., Hendzel, M., Boila, G., Roach, P., Evans, M. S., Billeck, B. N., DeLaronde, J., Friesen, S. K., Kidd b, Atkins, S., Muir, D. C. G., Stoddart, M., Stephens, G., Stephenson, S., Harbicht, S., Snowshoe, N., Grey, B., Thompson, S., and DeGraff, N. 2005. A history of total mercury in edible muscle of fish from lakes in northern Canada. *Science of the Total Environment* **351–352** : 427–463.
- Lucotte, M., Schetagne, R., Thérien, N., Langlois, C., and Tremblay, A., 1999. Mercury in the biogeochemical cycle : Natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Québec. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg. 334 p. ISBN 3-540-65755-X.
- Margenau, T. L., Rasmussen, P. W., Kampa, J. M. 1998. Factors Affecting Growth of Northern Pike in Small Northern Wisconsin Lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 18: 625–639. doi: 10.1577/1548-8675(1998)018<0625:FAGONP>2.0.CO;2.
- Marshall, I. B., and Schut, P.H. 1999. A national ecological framework for Canada [online]. Agriculture and Agri-food Canada. Available from : <http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/ecostrat/intro.html> [Accessed 25 may 2006].
- Martin, N.V. 1966. The significance of food habitats in the biology, exploitation, and management of Algonquin Park, Ontario, lake trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* **96** : 415–422.

- Martin, N. V., and Olver, C. H., 1980. The lake charr, *Salvelinus namaycush*. In Charrs : salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. Perspectives in vertebrate science. Vol. 1. Edited by; E. K. Balon. Dr. W. Junk, The Hague. pp. 209-277.
- Mathers, R. A., Johansen, P. H. 1985. The effects of feeding ecology on mercury accumulation in walleye (*Stizostedion vitreum*) and pike (*Esox lucius*) in Lake Simcoe. Can. J. Zool. **63** (9) : 2006-2012.
- MacCrimmon, H. R., Wren, C. D., and Gots, B. L. 1983. Mercury Uptake by Lake Trout, *Salvelinus namaycush*, Relative to Age, Growth, and Diet in Tadenac Lake with Comparative Data from Other PreCambrian Shield Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **40** (2) : 114-120.
- McMahon, T. E., and Holanov, S. H. 1995. Foraging success of largemouth bass at different light intensities: implications for time and depth of feeding. Journal of Fish Biology **46** (5) : 759-767.
- McMurtry, M. J., Wales, D. L., Scheider, W. A., Beggs, G.L., Dimond, P.E., 1989. Relationship of mercury concentrations in lake trout (*Salvelinus namaycush*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) to the physical and chemical characteristics of Ontario lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **46** : 426-434.
- Mierle, G, and Ingram, R. 1991. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. Wat. Air Soil Pollut. **56** :349-357.
- Mills, K. H., Chalanchuk, S. M., and Allan, D. J. 2000. Recovery of fish populations in Lake 223 from experimental acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **57** : 192-204.
- Montgomery, S., Lucotte, M., Cournoyer, L. 2000. The use of stable carbon isotopes to evaluate the importance of fine suspended particulate matter in the transfer of methylmercury to biota in boreal flooded environments. Science of the Total Environment **261** : 33-41.
- Monteiro, R., Isidro, E. J. and Lopes, H. D. 1991. Mercury content in relation to sex, size, age and growth in two scorpionfish (*Helicolenus dactylopterus* and *Pontinus kuhlii*) from Azorean waters. Wat. Air Soil Pollut. **56** : 359-367.
- Nikolskii, G. V., 1969. Theory of Fish Population Dynamics, Oliver and Boyd, Edinburg. 323 p.

- Niimi, A.J., and Kissoon, G. P. 1994. Evaluation of the critical body burden concept based on inorganic and organic mercury toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. **26** (2) : 169-178.
- Norström, R. J., McKinnon, A. E., de Freitas, A. S. W. 1976. A bioenergetics-based model for pollutant accumulation by fish – Simulation of PCB and methylmercury residue levels in Ottawa River yellow perch. J. Fish. Res. Board Can. **33** : 248–267.
- O'Connor, D. V., Rottiers, D. V., and Berlin, W. H. 1981. Food consumption, growth rate, conversion efficiency, and proximate composition of yearling lake trout. Available at: U.S. Fish and Wildlife Service, Great Lakes Fishery Laboratory, Administrative Report 81-5.
- Olsson, M. 1976. Mercury level as a function of size and age in northern pike, one and five years after the mercury ban in Sweden. Ambio **5** (2) : 73-76.
- Panigrahi, A. K., and Misra, B. N., 1978. Toxicological Effects of Mercury on a Freshwater Fish, *Anabas scandens*, Cuv. & Va. and Their Ecological Implications. Environmental Pollution. **16** :31-39.
- Panigrahi, A. K., and Misra, B. N. 1980. Toxicological effects of a sub-lethal concentration of inorganic mercury on the fresh water fish, *Tilapia mossambica*, Peters. Archives of Toxicology **44** (4) : 269-278.
- Parent, S., 1990. Dictionnaire des sciences de l'environnement. Editions Broquet inc. Ottawa. 747 p. ISBN 2-89000-269-1
- Parkman, H., and Meili, M., 1993. Mercury in macroinvertebrates from Swedish forest lakes: Influence of lake type, habitat, life cycle, and food quality. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **50** : 521–534.
- Pauly, D. 1978. A preliminary compilation of fish length growth parameters. Ber. Inst. Meereskd. Christian Albrechts Univ. Kiel **55** : 200.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. J. Cons. CIEM **39** (2) : 175-192.
- Pazzia, I., Trudel, M., Ridgway, M., Rasmussen, J. B. 2002. Influence of food web structure on the growth and bioenergetics of lake trout (*Salvelinus namaycush*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. **59** : 1593-1605. doi : 0,1139/F02-128.

- Pépin, S., and Lévesque, F., 1985. Technique de détermination de l'âge des dorés applicables aux populations de cette espèce au Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la pêche, Direction générale de la faune, Service des espèces d'eau fraîche. 34 p. ISBN 2-550-12312-3.
- Phillips, G.A. and Buhler, D.R. 1978. The relative contributions of methylmercury from food or water to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in a controlled laboratory environment. Trans. Amer. Fish. Soc. **107** : 853-861.
- Pichet P., Morrison, K., Rheault, I. and Tremblay, A. 1999. Analysis of total mercury and methylmercury in environmental samples. *In* Mercury in the biogeochemical cycle : Natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Québec. Edited by M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg. pp. 41-52.
- Québec, Centre d'expertise en Analyse Environnementale du Québec, 2003. Détermination du mercure dans les tissus biologiques et les sédiments : méthode automatisée par photométrie UV et par formation de vapeur. MA, 207-Hg 1.0, Ministère de l'Environnement du Québec.
- Québec, Centre d'expertise hydrique, 2005. Limites des bassins hydrographiques à l'échelle 1/250 000. [CD-ROM]. Available from : Centre d'expertise hydrique, Ministère du développement durable, de l'Environnement et des Parcs. E303JS406111315D23.
- Rask, M., Järvinen, M., Kuoppamäki, K., Pöysä, H. 1996. Limnological responses to the collapse of the perch population in a small lake. Ann. Zool. Fenn. **33** : 517-524.
- Rennie, M. D., Collins, N. C., Shuter B. J., Rajotte, J. W., Couture, P. 2005. A comparison of methods for estimating activity costs of wild fish populations: more active fish observed to grow slower. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **62** : 767-780
- Rheault, I., 2000. Guide méthodologique : techniques d'échantillonnage et procédures d'analyse concernant le cycle biogéochimique du Hg dans les systèmes aquatiques naturels et aménagés du moyen nord québécois. Chaire de Recherche en Environnement Hydro-Québec-CRSNG-UQAM, Université du Québec à Montréal, Montréal.
- Ricker, W. E., 1980. Calcul et interprétation des statistiques biologiques des populations de poissons. Bull. Fish. Res. Board Can. **191F**. 409 p.

- Rodgers, D. W., and Beamish, F. W. H. 1981. Uptake of waterborne methyl mercury by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in relation to oxygen consumption and methyl mercury concentration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **38** : 1309–1315.
- Rodgers, D. W. and Beamish, F. W. H., 1982. Dynamics of dietary methylmercury in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Aquat. Toxicol.* **2** : 271-290.
- Roué Le Gall, A., Lucotte, M., Carreau, J., Canuel, R., and Garcia, E., 2005. Development of an Ecosystem Sensitivity Model Regarding Mercury Levels in Fish Using a Preference Modeling Methodology: Application to the Canadian Boreal System. *Environ. Sci. Technol.* **39** : 9412-9423
- Rudd, J. W. M., and Turner, M. A. 1983. The English-Wabigoon River System: V. Mercury and Seleniun Bioaccumulation as a function of Aquatic Primary Productivity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **40** :2251-2259.
- Ryder, R. A., 1977. Effects of ambient light variation on behavior of yearling, subadult, and adult walleyes (*Stizostedion vitreum vitreum*). *J. Fish. Res. Board Can.* **34** (10) : 1481-1491.
- Sall, J., and Lehman, A., 1996. A Guide to Statistical and Data Analysis Using JMP and JMP IN Software, Duxbury Press, New-York. 522 p. ISBN 0534-26565-0
- Sampaio Da Silva, D. 2002. Structure trophique et contamination au mercure des communautés de poissons du fleuve Tapajòs en Amazonie. M.Sc thesis Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- SAS Institute, 2002. JMP version 5.0 [computer program]. SAS Institute Cary, NC, USA.
- Scherrer, B. 1984. Biostatistique, Gaëtan Morin, Chicoutimi, Québec. 850 p. ISBN 2-89105-093-2.
- Schetagne, R. et Verdon, R. 1999. Mercury in Fish of Natural Lakes of Northern Québec. *In* Mercury in the biogeochemical cycle : Natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Québec. *Edited by* M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg. pp. 115-130.
- Schindler, D. W., Kidd, K. A., Muir, D. C. G., and Lockhart, W. L. 1995. The effects of ecosystem characteristics on contaminant distribution in northern freshwater lakes. *The Science of the Total Environment* **160-161** : 1-17.

- Scott, D. P., and Armstrong, F. A. J. 1972. Mercury concentration in relation to size in several species of freshwater fishes from manitoba and northwestern Ontario. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* : **29** (12) : 1685-1690.
- Scott, W. B. and Crossman, E. J. 1974. *Poissons d'eau douce du Canada*. Office des recherches sur les pêcheries du Canada, Ottawa, Bulletin 184. 1021 p.
- Sherwood, G. D., Pazzia, I., Moeser, A., Hontela, A., and Rasmussen, J.B. 2002. Shifting gears : enzymatic evidence for the energetic advantage of switching diet in wild-living fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **59** : 229-241.
- Simoneau, M., Lucotte, M., Garceau, S., and Laliberté, D. 2005. Fish growth rates modulate mercury concentrations in walleye (*Sander vitreus*) from eastern canadian lakes. *Environmental research*. **98** :73-82.
- Snarski, V. M., and Olson, G. F., 1982. Chronic toxicity and bioaccumulation of mercuric chloride in the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Aquatic Toxicology*. **2** : 143-156.
- SPSS Inc. 2004. SPSS version 13.0 [computer program]. SPSS Inc., Chicago, Illinois.
- Stafford, C. P., Haines, T. A., 2001. Mercury contamination and growth rate in two piscivore populations. *Environ. Tox. Chem.* **20** (9) : 2099-2101. doi: 10.1897/1551-5028(2001)020<2099:MCAGRI>2.0.CO;2.
- Stafford, C. P., Stanford, J. A., Hauer, F. R., 2002. Changes in Lake Trout Growth Associated with Mysis relicta Establishment: A Retrospective Analysis Using Otoliths. *Trans. Am. Fish. Soc.* **131** : 994–1003. doi: 10.1577/1548-8659(2002)131<0994:CILTGA>2.0.CO;2
- Stafford, C. P., Hansen, B., Stanford, J. A., 2004. Mercury in Fishes and Their Diet Items from Flathead Lake, Montana. *Trans. Am. Fish. Soc* **133** : 349–357. doi: 10.1577/02-156
- Stemberger, R. S., and Miller, E. K., 1998. A zooplankton-N:P-ratio indicator for lakes. *Environ. Monit. Assess.* **51** : 29-51.
- St-Louis, V. L., Rudd, J. W. M., Kelly, C. A., Beaty, K. G., Bloom, N. S., and Flett, R. J. 1994. Importance of wetlands as sources of methylmercury to boreal forest ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **51** : 1065-1076.

- Surette, C. 2005. Effets des pêches intensives sur les concentrations de mercure dans les poissons de lac naturels du nord québécois. Ph D thesis. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- Surette, C., Lucotte, M., and Tremblay A. 2005. Influence of intensive fishing on the partitioning of mercury and methylmercury in three lakes of Northern Québec. *Science of the Total Environment*. *In press*.
- Suns, K., and Hitchin, G. 1990. Interrelationships between mercury levels in yearling yellow perch, fish condition and water quality. *Wat. Air Soil Pollut.* **50** :255-265.
- Swanson, H. K., Johnston T.A., Leggett W.C. Bodaly R.A., Doucett R.R, Cunjak R.A. 2003. Trophic positions and Mercury Bioaccumulation in Rainbow Smelt (*Osmerus mordax*) and native forage Fishes in Northwestern Ontario lakes. *Ecosystems* **6** (3) : 289-299.
- Tremblay, G., Doyon, J. F., and Schetagne, R. 1996. Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande. Démarche méthodologique relative au suivi des teneurs en mercure des poissons. Rapport conjoint Direction principale Communications et Environnement d'Hydro-Québec et Groupe-conseil Génivar inc. 33 p. and annexes.
- Tremblay, G., Legendre, P., Doyon, J. F., Verdon, R., Schetagne, R. 1998. The use of polynomial regression analysis with indicator variables for interpretation of mercury in fish data. *Biogeochemistry* **40** (2-3) : 189-201.
- Trudel, M., Tremblay, A., Schetagne, R. & Rasmussen, J. B. 2001. Why are dwarf fish so small? An energetic analysis of polymorphism in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). *Can. J. Fish. and Aquat. Sci.* **58** : 394-405.
- Trudel, M., and Rasmussen, J. B. 2001. Predicting mercury concentration in fish using mass balance models. *Ecological Applications* **11** : 517-529.
- Ullrich, S. M., Tanton, T. W., Abdrashitova, S. A. 2001. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* **31** : 241-293.
- Urban, N. R., Bayley, S. E., and Eisenreich, S. J. 1989. Export of dissolved organic carbon and acidity from peatlands. *Water Resources Research* **25** : 1619-1628.

- Vander Zanden, M. J., and Rasmussen, J. B. 1996. A trophic position model of pelagic food webs: impact on contaminant bioaccumulation in lake trout. *Ecological Monographs* **66** : 451–477.
- Vander Zanden, M. J., Cabana, G., Rasmussen, J. B., 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54**: 1142-1158. Available from : http://pubs.nrc-cnrc.gc.ca/cgi-bin/rp/rp2_vols_f?cfas. [Accessed 25 may 2006].
- Verta, M. 1990. Changes in fish mercury concentrations in an intensively fished lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47** : 1888-1897.
- Watras, C. J., Back, R. C., Halvorsen., S., Hudson., R. J. M., Morrison, K. A., and Wentz, S. P. 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *Sci. Total Environ.* **219** (2-3) : 183-208.
- Weatherley, A. H., and Gill, H. S., 1987. The biology of fish growth. Academic Press, London, Toronto. 443 p. ISBN 0-12-739055-3.
- Weis, J. S., and Khan, A. A. 1990. Effects of mercury on the feeding behavior of the mummichog, *Fundulus hereroclitus* from a polluted habitat. *Marine Environ. Res.* **30** : 243-249.
- Wiener, J. G., and Spry, D. J. 1996. Toxicological significance of mercury in freshwater fish. *In* Environmental contaminants in wildlife: Interpreting tissue concentrations. *Edited by* W. N. Beyers, G. H. Heinz and A. W. Redmon-Norwood. Lewis Publishing., Boca Raton, Florida. pp. 297-339.
- Wiener, J. G., Martini, R. E., Sheffy, T. B. and Glass, G. E. 1990. Factors Influencing Mercury Concentrations in Walleyes in Northern Wisconsin Lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* **119** : 862-870.
- Wiener, J. G., Krabbenhoft, D. P., Heinz, G H., and Scheuhammer, A. M. 2003. Ecotoxicology of mercury. *In* : Handbook of Ecotoxicology, 2nd edition. *Edited by* : D. J. Hoffman, B. A. Rattner, G. A. Burton, Jr., and J. Cairns Jr. CRC Press, Boca Raton, Florida. pp. 409-463.
- Wobeser, 1975. Acute toxicity of methyl mercury chloride and mercuric chloride for rainbow trout (*Salmo gairdneri*) fry and fingerlings. *J. Fish. Res. Board. Can.* **32** (11) : 2005-2013.

- World Health Organization, 1990. International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 101: Methylmercury. Geneva, [online]. Available from : <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc101.htm> [Accessed 25 may 2006].
- Wren, C. W., and MacCrimmon, H. R. 1983. Mercury level in the sunfish, *Lepomis gibbosus*, relative to pH and other environmental variables of precambrian shield lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **40** : 1737-1744.
- Wren, C. D., MacCrimmon, H. R. 1986. Comparative Bioaccumulation of Mercury in Two Adjacent Freshwater Ecosystems. Water Res. **20** (6) : 763-770.